CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA
(ORGANIZADOR)

Collection:

APPLIED ENVIRONMENTAL AND SANITARY ENGINEERING

Ano 2022

CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA
(ORGANIZADOR)

Collection:

APPLIED ENVIRONMENTAL AND SANITARY ENGINEERING

Ano 2022

Editora chefe
Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira
Editora executiva
Natalia Oliveira
Assistente editorial
Flávia Roberta Barão
Bibliotecária
Janaina Ramos
Projeto gráfico
Camila Alves de Cremo
Daphynny Pamplona
Gabriel Motomu Teshima
Luiza Alves Batista
Natália Sandrini de Azevedo
Imagens da capa
iStock
Edição de arte
Luiza Alves Batista

Collection: applied environmental and sanitary engineering

Diagramação: Camila Alves de Cremo
Correção: Flávia Roberta Barão
Indexação: Amanda Kelly da Costa Veiga
Revisão: Os autores
Organizador: Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

C697 Collection: applied environmental and sanitary engineering / Organizador Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2022.

Formato: PDF
Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-65-5983-857-8
DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.578221901

1. Environmental and sanitary engineering. I. Paniagua, Cleiseano Emanuel da Silva (Organizador). II. Título.

CDD 628

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

Atena Editora
Ponta Grossa – Paraná – Brasil
Telefone: +55 (42) 3323-5493
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

DECLARAÇÃO DOS AUTORES

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao artigo científico publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão.; 3. Certificam que os artigos científicos publicados estão completamente isentos de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirmam a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhecem terem informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autorizam a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.

DECLARAÇÃO DA EDITORA

A Atena Editora declara, para os devidos fins de direito, que: 1. A presente publicação constitui apenas transferência temporária dos direitos autorais, direito sobre a publicação, inclusive não constitui responsabilidade solidária na criação dos manuscritos publicados, nos termos previstos na Lei sobre direitos autorais (Lei 9610/98), no art. 184 do Código Penal e no art. 927 do Código Civil; 2. Autoriza e incentiva os autores a assinarem contratos com repositórios institucionais, com fins exclusivos de divulgação da obra, desde que com o devido reconhecimento de autoria e edição e sem qualquer finalidade comercial; 3. Todos os e-book são *open access, desta forma* não os comercializa em seu site, sites parceiros, plataformas de *e-commerce,* ou qualquer outro meio virtual ou físico, portanto, está isenta de repasses de direitos autorais aos autores; 4. Todos os membros do conselho editorial são doutores e vinculados a instituições de ensino superior públicas, conforme recomendação da CAPES para obtenção do Qualis livro; 5. Não cede, comercializa ou autoriza a utilização dos nomes e e-mails dos autores, bem como nenhum outro dado dos mesmos, para qualquer finalidade que não o escopo da divulgação desta obra.

PRESENTATION

The e-book:"Collection: Applied environmental and sanitary engineering" consists of nineteen book chapters that address different themes, but which converge to an enormous concern that increasingly threatens the quality and well-being of future generations: use sustainable environment and its different biotic and abiotic factors. In this sense, the organization and presentation of book chapters was carried out in four thematic areas, providing a better organization and sequencing, leading to a better understanding and ease in understanding each chapter in this e-book. Therefore, the e-book was divided into four thematic areas, namely: *i*) evaluation of the quality of water resources intended for human consumption; *ii*) emission of particulate materials from the combustion of fuels by the fleet of motor vehicles and the burning of large green areas in order to meet the interest of the agricultural sector; *iii*) actions to minimize the amount of waste sent to sanitary landfills, controlled or dumps based on the practice of segregating recyclable waste; *iv*) basic sanitation and the increase in the Human Development index, generation of energy and fertilizers from biodigestion processes and the presence of pesticides and pharmaceuticals in foods of animal origin.

The first theme consists of six book chapters dealing with the importance of continuous monitoring of water quality for drinking purposes, with studies being presented that prove the lack of efficiency in removing microorganisms with pathogenic properties. Furthermore, the importance and creation of public policies in order to avoid the eutrophication of aquatic bodies that are increasingly common in urban areas. The second consists of four chapters that evaluated the air quality from the emission of particulate materials from human activities, including the burning of fuels and fires in different biomes and how these have been influencing the increase in the formation of islands of heat in urban centers.

The third theme consists of four book chapters that address the importance of carrying out the construction of residential works (condominiums) in order to encourage residents to develop an environmental awareness in relation to the segregation of waste, especially organic and recyclable ones, and the latter would be intended for people who work and with recycling and who contribute significantly to the reduction in the final disposal of waste. Finally, the fourth theme consists of five chapters that present works that discuss the importance of biodigestion in rural areas, basic sanitation as an important factor in determining the HDI and the importance of monitoring the presence of pesticides and drugs in food of animal origin.

In this perspective, Atena Editora has been working with the aim of stimulating and encouraging researchers from Brazil and other countries to publish their work with a guarantee of quality and excellence in the form of books and book chapters that are available on the Editora's website and elsewhere. digital platforms with free access.

Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1

AVALIAÇÃO DE INDICADORES ATMOSFÉRICOS EM COMPOSTOS DE CHUVA OCORRIDOS NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO UTILIZANDO O MODELO NUMÉRICO WRF

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 30/09/2021

Fabricio Polifke da Silva
Departamento de Meteorologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ
Rio de Janeiro – Rio de Janeiro
http://lattes.cnpq.br/6798831594413989

Maria Gertrudes Alvarez Justi da Silva
Laboratório de Meteorologia, Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF
Macaé – Rio de Janeiro
http://lattes.cnpq.br/8585368885982685

Wallace Figueiredo Menezes
Departamento de Meteorologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ
Rio de Janeiro – Rio de Janeiro
http://lattes.cnpq.br/8469752874332453

RESUMO: A melhoria na detecção e previsão de eventos de chuvas severas contribui significativamente para auxiliar os meteorologistas operacionais no que tange o monitoramento ambiental. Este trabalho consiste na proposta de análises comparativas de indicadores termodinâmicos e dinâmicos da atmosfera calculados a partir da modelagem numérica para eventos compostos de chuvas (chuvas severas (CS) e não severas (CN)) que ocorreram no Município do Rio de Janeiro entre 1997-2012. Foram considerados como indicadores de tempo severo nessa pesquisa: os índices K e o *Total Totals* (TT), o conteúdo de água precipitável (PW), a divergência dos ventos em 300hPa (DIV), o fluxo de energia estática saturada em 850 hPa (Fhs) e a pressão ao nível médio do mar (PNMM). Através das análises comparativas verificou-se, em média, que quantitativamente os indicadores utilizados apresentaram valores mais intensos para os casos de CS em relação aos casos de CN. Qualitativamente, em função dos sistemas meteorológicos associados, verificou-se comportamentos similares das evoluções temporais para ambos os compostos de chuva avaliados. Espera-se que a concepção metodológica inicialmente desenvolvida nesta pesquisa possa incentivar estudos científicos com ênfase aos desafios existentes operacionalmente na previsão de eventos extremos de chuva.

PALAVRAS-CHAVE: Chuvas severas, Rio de Janeiro, indicadores atmosféricos, modelo WRF.

EVALUATION OF ATMOSPHERIC INDICATORS IN RAINFALL COMPOUNDS OCCURRING IN THE CITY OF RIO DE JANEIRO USING THE WRF NUMERICAL MODEL

ABSTRACT: Improved detection and prediction of severe rain events contribute significantly to assist operational meteorologists in environmental monitoring. This work proposes comparative analyzes of thermodynamic and dynamic indicators of the atmosphere calculated from numerical modeling for composite rain events (severe (CS) and non-severe (CN)) that occurred in the Municipality of Rio de Janeiro

between 1997- 2012. The following were considered indicators of severe weather in this research: K indices and Total Totals (TT), precipitable water content (PW), wind divergence at 300hPa (DIV), static energy flow saturated in 850 hPa (Fhs), and the pressure at mean sea level (PNMM). The comparative analysis found that quantitatively, the indicators used presented more extreme values for CS cases than NC cases. Qualitatively, as a function of the associated meteorological systems, similar behavior of temporal evolutions was verified for both evaluated rain compounds. It is expected that the methodological design initially developed in this research may encourage scientific studies with an emphasis on operationally existing challenges in predicting extreme rain events.
KEYWORDS: Severe rainfall, Rio de Janeiro, atmospheric indicators, WRF model.

1 I INTRODUÇÃO

O Município do Rio de Janeiro destaca-se por sua importância cultural, política e econômica, com população estimada em 6, 748 milhões de habitantes distribuídos em cento e sessenta bairros, com 1.200,278 km², circundado por encostas e com significativas bacias hidrográficas em seu interior. Diante deste cenário o conhecimento e aperfeiçoamento das técnicas de previsão dos sistemas atmosféricos que dão origem a altos acumulados de precipitação que desencadeiam condições propícias para a ocorrência de eventos de desastres naturais, são indispensáveis para a segurança e a manutenção da vida da população e um desafio para a comunidade científica.

A compreensão dos fenômenos meteorológicos que originam altos acumulados de precipitação e suas interações com a geografia local tem adquirido grande importância e sido alvo de estudos mais frequentes por grande parte da comunidade científica nos últimos anos. Sendo a chuva uma das variáveis que desencadeiam desastres naturais (MARCELINO, 2007; TEIXEIRA e SATYAMURTY, 2007; SILVA *et al.* 2019a), o entendimento dos mecanismos físicos que favorecem a sua formação como também a sua previsão se torna uma necessidade vital.

Um importante princípio da previsão de qualquer fenômeno atmosférico é saber quais são as condições atmosféricas críticas para a determinação da potencialidade de seu desenvolvimento e os danos gerados à sociedade. Tempestades e inundações são fenômenos que afetam todos os aspectos da vida humana. Com isso, estimar a possibilidade do desenvolvimento de tempestades, isto é, a instabilidade atmosférica representa um dos principais desafios na comunidade científica, especialmente no período quente (MARINAKI *et al.*, 2006). De acordo com ESPINOSA (2011) dentro do conjunto das variáveis meteorológicas, a precipitação tem sido a mais difícil de ser prevista devido ao seu comportamento episódico, ou seja, altamente variável no espaço e no tempo, além da sua descontinuidade espacial e temporal.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

TEIXEIRA e SATYAMURTY (2007) relatam variáveis que estão presentes na estrutura termodinâmica e dinâmica que podem detectar eventos de chuva forte deveriam ser analisadas. Desta maneira, por mais que os resultados obtidos através de modelagem numérica não sejam úteis para prever a quantidade e local exato dos episódios de chuva forte, os meteorologistas são capazes de decidir se um forte episódio de chuva está ou não prestes a acontecer a partir da análise do comportamento destas variáveis. Segundo NASCIMENTO (2005), uma estratégia operacional de previsão de tempestades severas de possível aplicação no Brasil envolve o cálculo de parâmetros meteorológicos que destacam de forma objetiva as condições favoráveis ao desenvolvimento de convecção severa, as quais podem ser obtidas de observações e de resultados de modelos de mesoescala dentro de um ciclo típico de operação de previsão de curto prazo.

Os indicadores termodinâmicos expressam os parâmetros térmicos da atmosfera (temperatura e umidade) e o perfil vertical associado. Os indicadores dinâmicos estão relacionados aos movimentos da atmosfera. Tais indicadores são, geralmente, também referidos como índices de instabilidade ou “ingredientes de tempo severo”. Eles são usados para diagnóstico e previsão de tempestades convectivas e são interpretados em um procedimento dicotômico (NASCIMENTO, 2005; KUNZ, 2007).

A Tabela 1 apresenta os indicadores utilizados nesta pesquisa. Nas fórmulas apresentadas nesta, T e Td, ambos medidos em graus centígrados (˚C), caracterizam a temperatura do ar ambiente e a temperatura do ponto de orvalho, respectivamente, enquanto os números subscritos dessas variáveis referem-se aos níveis isobáricos (hPa) nos quais são medidos. Interpretações físicas das variáveis na Tabela 1 são apresentadas em detalhe a seguir.

Indicador	**Fórmula**
Índice K	$K = (T_{850} + Td_{850}) - (T_{700} - Td_{700}) - T_{500}$
Índice TT	$TT = (T_{850} + Td_{850}) - 2 * T_{500}$
Água precipitável	$PW = \frac{1}{\rho g}\int_{SFC}^{100} wdp$
Fluxo de energia estática saturada em 850hPa	$F_{hs} = u_{850}\big((C_pT + \varphi) + L_v q_s\big)\hat{\imath} + v_{850}(s + L_v q_s)\hat{\jmath}$
Divergência	$DIV = \left(\frac{\partial u_{300}}{\partial x} + \frac{\partial v_{300}}{\partial y}\right) > 0$

Tabela 1 – Indicadores dinâmicos e termodinâmicos

O índice K é dado pela soma das temperaturas do bulbo seco e do ponto de orvalho

em 850 hPa, subtraído da depressão do ponto de orvalho em 700 hPa e da temperatura do bulbo seco em 500 hPa (GEORGE, 1960). O índice *Total Totals* (TT) é similar ao índice K, com a principal diferença de não considerar a depressão do ponto de orvalho em 700 hPa (MILLER, 1972). O conteúdo de água precipitável, do inglês *precipitable water* (PW), representa uma integração vertical da razão de mistura do vapor d'água. Expressa a quantidade de água (em altura ou em massa), que poderia ser obtida se todo o vapor de água contido numa coluna de atmosfera de secção transversal horizontal unitária se condensasse e precipitasse (SILVA *et al.*, 2019a).

A divergência dos ventos (DIV) nos níveis atmosféricos superiores (300hPa) e as variações de pressão ao nível médio do mar estão associados aos mecanismos dinâmicos desencadeadores necessários para promover o movimento ascendente do ar (SILVA *et al.*, 2019b). O fluxo de energia estática saturada nos baixos níveis da atmosfera (F_{hs}) combina fatores termodinâmicos (caracterizados pelas energias estáticas) aos aspectos dinâmicos da atmosfera (representados pelos campos de vento horizontal). Em sua equação, Cp= 1005 J/Kkg representa o calor específico do ar à pressão constante; T a temperatura do ar em K; φ a altura geopotencial em m^2/s^2; $L_v = 2462.10^3$ J/kg é o calor latente de vaporização; e q_s é a umidade específicas do ar saturado expressa em g/kg.

Para o cálculo dos indicadores de tempo severo, as saídas do modelo numérico *Weather, Research and Forecasting* (WRF). O modelo numérico foi integrado por um período de 72 horas, isto é, começando 24 horas anteriores ao evento de chuva severa e terminando 24 horas depois. Tal configuração permite que todas as características atmosféricas presentes antes e durante os eventos de chuva estudados pudessem ser analisadas. As simulações, com o modelo WRF, foram realizadas com resolução espacial de 10 km e temporal a cada 1 hora. As configurações *default* do modelo não foram alteradas durante as simulações (https://www.mmm.ucar.edu/wrf-release-information). Neste trabalho, as análises dos dados do *Global Forecast System* (GFS) foram fornecidos como condições iniciais e de contorno ao WRF (SKAMAROCK *et al.* 2008).

Diante desta revisão feita, o trabalho procurou explorar e investigar o comportamento qualitativo desses indicadores através de uma análise comparativa entre os casos de chuvas severas (CS) e não severas (CN) que ocorreram na cidade do Rio de Janeiro entre 1997 e 2012. Espera-se que a metodologia conceitual proposta possa ser usada como orientação por meteorologistas operacionais, assim como, auxiliar no desenvolvimento de novas ferramentas para a análise de risco realizadas pelos órgãos de monitoramento ambientais.

3 | COMPOSTOS DE CHUVA NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO

Este trabalho teve como objetivo realizar uma análise comparativa dos indicadores atmosféricos calculados a partir do modelo numérico WRF para dois compostos de chuva

na cidade do Rio de Janeiro. Sendo o primeiro classificado como chuvas severas e o segundo chuvas não severas. Acredita-se que a busca de uma análise diferenciada dos eventos severos/não severos de chuva sobre o Município do Rio de Janeiro levaria uma diminuição dos "alarmes falsos" dos indicadores de tempo severo quando previstos pelos modelos numéricos da atmosfera.

A base de dados da rede telemétrica do sistema Alerta-Rio (http://alertario.rio.rj.gov.br/), foi consultada para aquisição de todos os dados disponíveis no período de 01 de janeiro de 1997 a 31 de dezembro de 2012. Foram considerados, neste trabalho, eventos de chuva severa (CS), os casos que: a) Ultrapassassem os limiares do total de chuva diária encontrado por POLIFKE DA SILVA e JUSTI DA SILVA (2010) em no mínimo 10 estações do sistema Alerta-Rio; b) Ultrapassassem os limiares totais de chuva horária encontrados por RIBEIRO *et al.* (2012) e c) Além de passarem pelos critérios 1 e 2, a distribuição da chuva durante o evento tenha sido distribuída em um período de no mínimo 12 horas. Tal critério foi estabelecido porque eventos de chuva de longa duração, em geral, são mais favoráveis à ocorrência de desastres naturais (ESPINOSA, 2011).

Após a seleção dos casos de chuvas severas, fez-se o levantamento pelo Boletim Climanálise (http://climanalise.cptec.inpe.br/~rclimanl/boletim/) do Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC) dos sistemas atmosféricos que os originaram. Os eventos de chuva não severas (CN), considerados neste trabalho, foram aqueles em que havia a presença dos mesmos sistemas atmosféricos que deram origem aos eventos de chuvas severas (obtidos através do Boletim Climálise do CPTEC/INPE), mas que, no entanto, não satisfizeram nenhum dos três critérios para serem consideradas como chuvas severas. A Tabela 2 ilustra os eventos de chuva severa, não severa e os sistemas meteorológicos associados. A partir desta tabela, observa-se que grande parte dos eventos de chuva severa obtidos foram ocasionados pela atuação de frentes frias no Município do Rio de Janeiro, com exceção de um evento de chuva severa que foi originado pela Zona de Convergência do Atlântico Sul.

Chuvas severas	Chuvas não severas	Sistema meteorológico
16/02/2000	24/02/2000	Frente Fria
28/03/2001	11/03/2001	Frente Fria
02/02/2002	14/02/2002	Frente Fria
17/03/2003	18/02/2003	Frente Fria
21/03/2003	14/03/2003	Frente Fria
10/02/2006	05/03/2006	Frente Fria
26/02/2006	10/03/2006	Frente Fria
26/03/2006	30/03/2006	Frente Fria
24/10/2007	19/03/2007	Frente Fria

12/12/2007	12/11/2007	Frente Fria
14/03/2008	04/02/2008	Frente Fria
21/01/2009	04/01/2009	Frente Fria
30/12/2009	13/12/2009	Frente Fria
15/01/2010	22/01/2010	ZCAS
05/04/2010	27/04/2010	Frente Fria

Tabela 2 – Casos selecionados de chuvas severa e não severas no município do Rio de Janeiro entre os anos de 1997-2012 e sistemas meteorológicos associados

4 I AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO MÉDIO

A análise das diferentes características existentes entre duas amostras pode ser feita através da comparação entre suas médias. A utilização da média para estes tipos de análise é uma ferramenta útil, pois sendo uma medida de tendência central, uniformiza o conjunto de dados e salienta as diferentes características presentes entre dois ou mais grupos de uma amostragem de dados. Sendo fortemente afetada pelos valores extremos presentes na amostra dos dados, a aplicação da média não perde a natureza da alta variabilidade dinâmica e termodinâmica existente nos sistemas atmosféricos que dão origem a altos acumulados de precipitação. Inserido nesse contexto, foram gerados campos médios de cada indicador para os casos de CS e para os casos de CN com a finalidade de diagnosticar a tendência qualitativa e quantitativa de cada indicador para estes dois grupos selecionados.

A análise dos campos médios sinóticos termodinâmicos e dinâmicos presentes na estrutura dos sistemas meteorológicos necessita que as médias temporais sejam estabelecidas considerando a evolução temporal em que as mesmas ocorreram. Levando esses aspectos em conta, os eventos categorizados na Tabela 1 foram agrupados de forma a caracterizar o instante inicial de tempo (T_0) como o momento correspondente a 12 horas antes do início da precipitação para cada evento de chuva severa, enquanto, como tempo final, teve como consideração a duração do evento de chuva mais prolongado. Um exemplo ilustrativo desta metodologia pode ser observado na Figura 2.
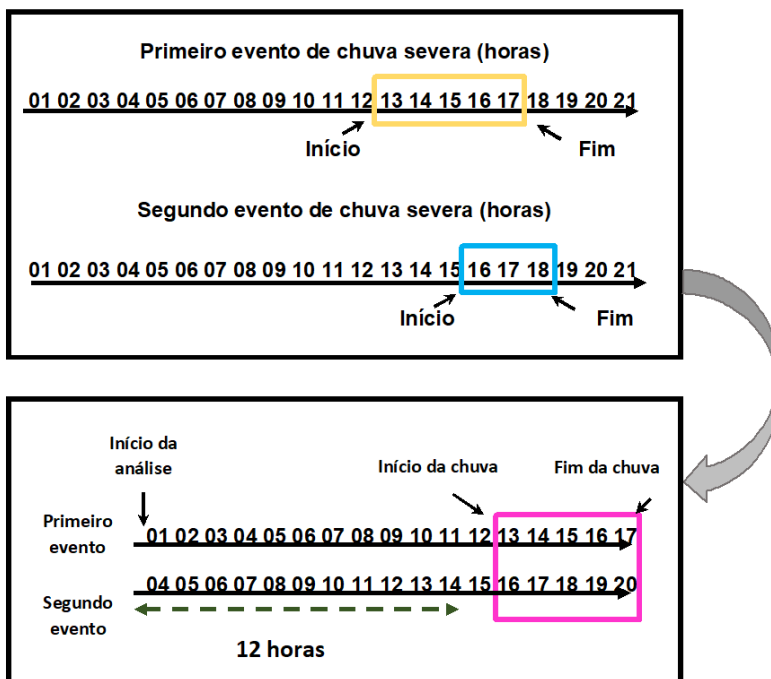
Figura 2 - Procedimento utilizado para agrupar os eventos e calcular as médias dos indicadores atmosféricos.

5 I RESULTADOS

Com a finalidade de avaliar qualitativamente e com ênfase à cidade do Rio de Janeiro, foi escolhido um ponto central (Latitude: -22.90, Longitude: -43.20) sobre o Município para realizar a análise comparativa média entre os eventos de chuvas severas e não severas. Na Figura 3 pode ser verificada a série temporal da média do índice K presente nos eventos de CS e CN. Verifica-se através desta série a tendência do índice K em apresentar um comportamento semelhante para os dois compostos de chuva, com valores mais significativos para os eventos de CS em relação aos eventos de CN. Observa-se também por esta série temporal que o início da precipitação para os casos de chuva severa foi logo após um pico máximo de K concordando com os resultados obtidos por MOURÃO (2007).
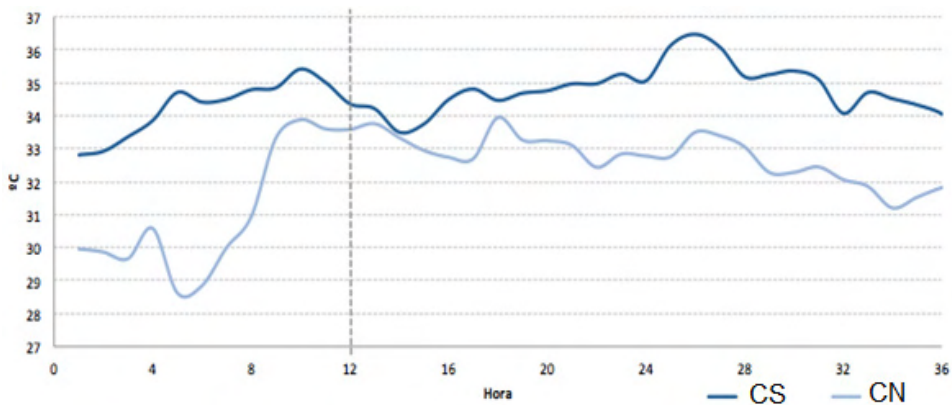
Figura 3 - Evolução temporal do índice K para os casos de CS e CN. A linha tracejada indica o momento em que começou a ocorrer a precipitação.

Na Figura 4 pode ser verificada a série temporal da média do índice TT presente nos eventos de CS e CN. Similar ao índice K (Figura 3) Verifica-se através desta série que a tendência do índice TT é de apresentar um comportamento semelhante para os dois compostos de chuva, sugerindo a presença de massa de ar quente e úmidas sobre a cidade do Rio de Janeiro antes do início da precipitação. Pelas duas séries temporais, pode-se observar também a tendência deste indicador em oscilar entre 44 ºC e decair à medida que as frentes frias/ZCAS se afastam do Município do Rio de Janeiro.
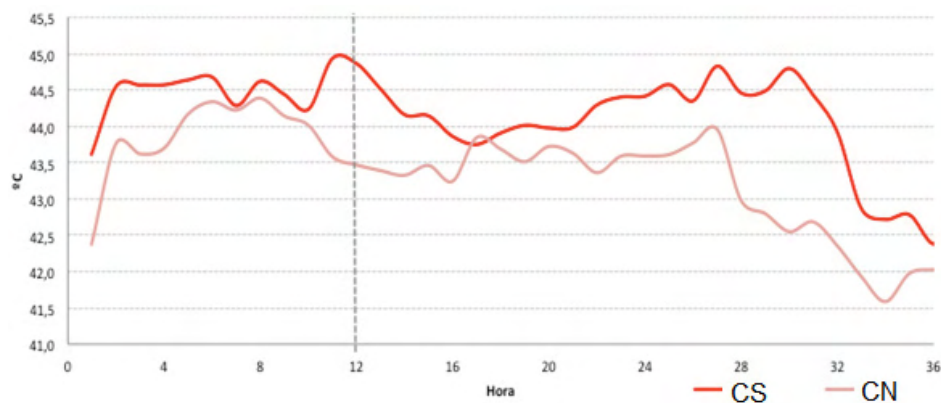
Figura 4 - Evolução temporal do índice TT para os casos de CS e CN. A linha tracejada indica o momento em que começou a ocorrer a precipitação.

A série temporal da média da PW presente nos casos de CS e CN pode ser observada na Figura 5. Verifica-se através desta série valores maiores, em média, de PW para os eventos de CS em relação aos eventos de CN destacando a presença de maior disponibilidade de umidade na atmosfera e consequentemente formação da precipitação

nos eventos de CS. Concomitantemente, observa-se uma um aumento gradual de PW para os eventos de CS caracterização a continuidade da oferta de umidade para o desenvolvimento da precipitação.
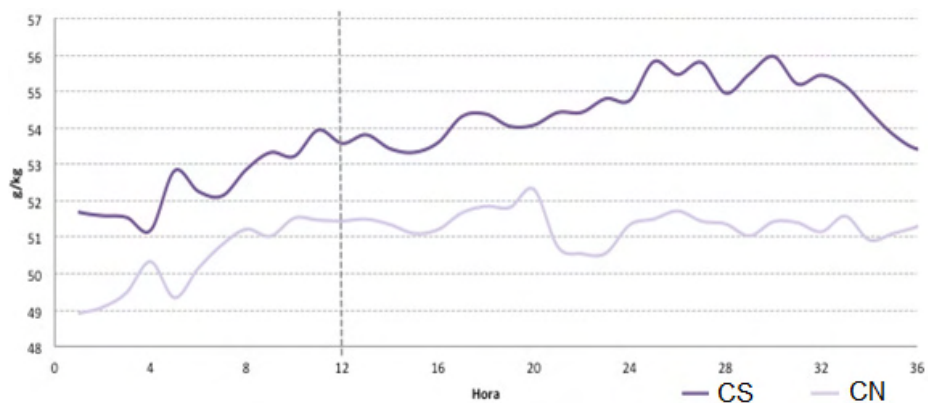
Figura 5 - Evolução temporal da PW para os casos de CS e CN. A linha tracejada indica o momento em que começou a ocorrer a precipitação.

A Figura 6 ilustra observa-se a série temporal da divergência dos ventos em 300hPa (DIV). Verifica-se através desta série que a maior tendência, em média, de DIV em apresentar valores oscilações entre valores positivos (associados a divergência de massa em altitude) e negativos (convergência de massa em altitude) para os eventos de CS. Para os eventos de CN, entretanto, observam-se oscilações quantitativamente menores sugerindo uma menor intensidade da dinâmica atmosférica associada à convecção profunda embebida nos sistemas de grande escala (como frentes frias e ZCAS) que podem favorecer a formação de altos acumulados pluviométricos.
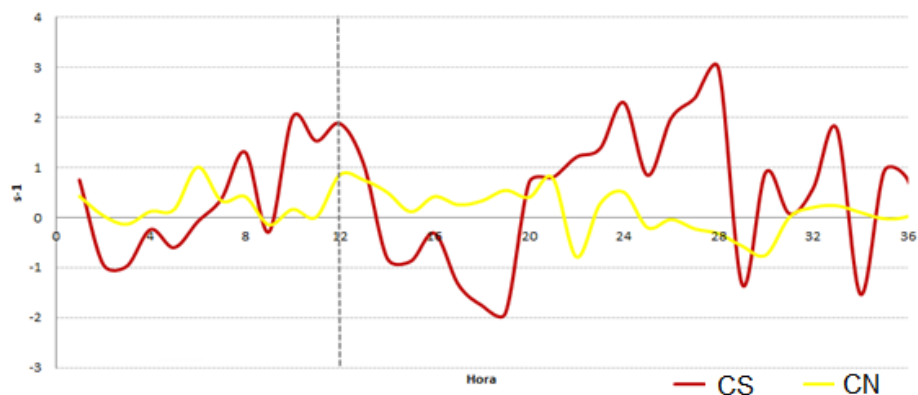
Figura 6 - Evolução temporal da divergência em 300 hPa para os casos de CS e CN. A linha tracejada indica o momento em que começou a ocorrer a precipitação.

Através da Figura 7 observa-se a evolução temporal do fluxo de energia saturada em 850hPa. Verifica-se, através deste indicador, que por mais que as frentes frias/ZCAS já estejam sobre o Município do Rio de Janeiro, a atmosfera pode novamente adquirir condições favoráveis à formação de convecção profunda devido ao suprimento dinâmico e termodinâmico oriundo dos efeitos de circulação marítima que ocorrem no litoral do Rio de Janeiro. Corroborado as avaliações para os indicadores previamente analisados, verifica-se valores mais significativos do fluxo de energia estática saturada em 850hPa para os eventos de CS em relação aos eventos de CN.
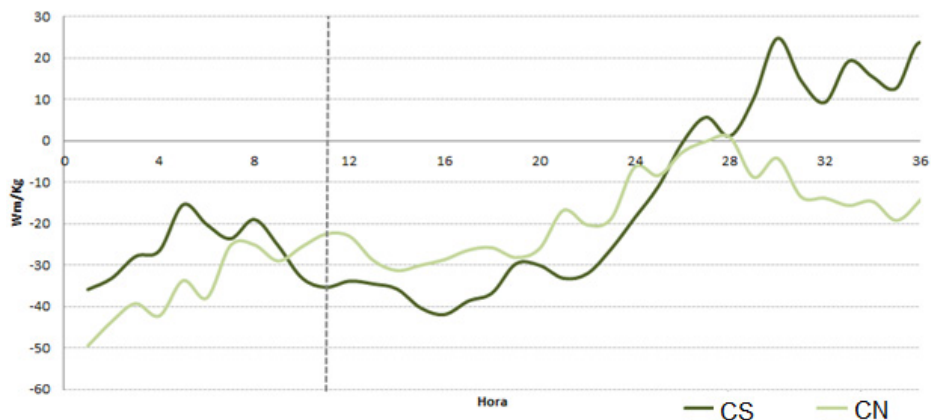
Figura 7 - Evolução temporal do fluxo de energia saturada em 850hPa para os casos de CS e CN. A linha tracejada indica o momento em que começou a ocorrer a precipitação.

A série temporal da pressão ao nível médio do mar (PNMM) corrobora o comportamento físico esperado durante a passagem de frentes frias, isto é, à medida que elas se aproximam de uma determinada região, observa-se respectivamente menores valores (queda) de pressão e posteriormente maiores valores (aumento) devido à passagem da massa de ar frio associada. A Figura 8 mostra que os eventos de CS apresentaram, em média, uma tendência de uma queda mais significativa em relação aos eventos de CN.
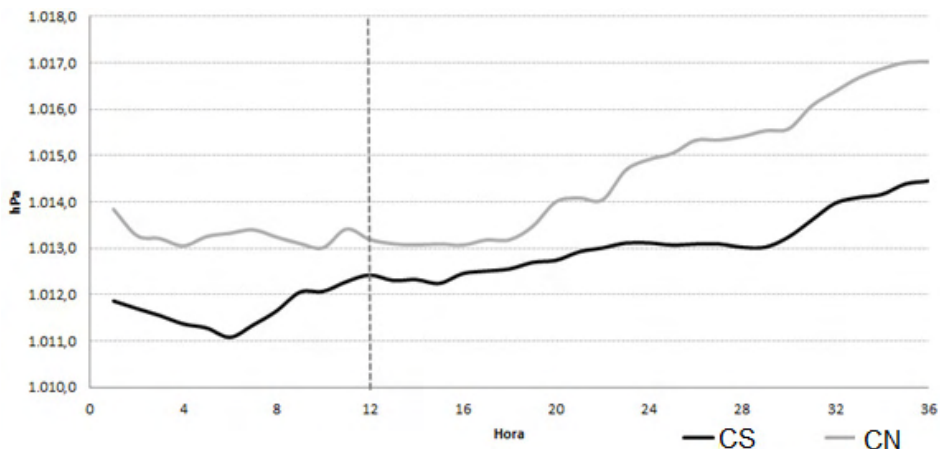
Figura 8 - Evolução temporal da PNMM para os casos de CS e CN. A linha tracejada indica o momento em que começou a ocorrer a precipitação.

6 I CONCLUSÕES

A partir dos resultados encontrados, a primeira característica que chamou à atenção foi o pico máximo dos índices K, TT e queda significativa da PNNMM antes do início da precipitação. Este comportamento médio caracteriza que, nos casos estudados, estas variáveis tenderam a ter um aumento relevante antes da ocorrência da chuva e posteriormente uma estabilização, em torno de um valor significativo, à medida que a precipitação ocorre. A segunda característica destacada durante as análises é em relação ao comportamento temporal dos índices, K e TT, após a chegada dos sistemas de grande escala. Verificou-se que após o início da chuva, os valores de K e TT caíram suavemente e se estabilizaram em torno de valores significativos (acima de 30°C e 40°C, respectivamente), caracterizando ainda a instabilidade condicional da atmosfera durante os eventos analisados.

A terceira característica averiguada foi a presença oscilações mais amplificadas da divergência do vento em 300hPa sobre o Município do Rio de Janeiro para os casos de CS em relação aos casos de CN analisados. Sendo a média uma variável que atenua as variações presentes numa determinada amostra e sendo também o comportamento deste indicador variável entre valores positivos e negativos, era esperado que os valores médios deste indicador sinalizassem acentuadamente as características mais predominantes existentes nos eventos de chuva analisados. Tal diferença sugere que os sistemas atmosféricos associados à ocorrência de chuvas severas sobre o Município do Rio de Janeiro estariam associados ao desenvolvimento vertical mais profundo, enquanto os sistemas associados aos eventos de chuvas não severas tenderiam a ter sistemas meteorológicos com convecções mais rasa.

Embora as diferenças nos valores sejam relativamente pequenas entre os casos de CS e CN, a última característica que chamou à atenção durante as análises foi a

ocorrência de valores mais acima intensos, em média, dos indicadores analisados para os eventos de CS em relação aos eventos de CN. Tal comportamento mostrou que os sistemas atmosféricos associados aos altos acumulados pluviométricos no Município do Rio de Janeiro teriam um maior suporte dinâmico e termodinâmico desde sua gênese até a sua dissipação.

REFERÊNCIAS

ESPINOSA, A. M. **Previsão quantitativa por conjunto da precipitação do verão 2007/2008 na bacia de Rio Grande**. Tese de Doutorado em Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 202, 2011.

GEORGE, J. J. **Weather Forecasting for Aeronautics**. 1. ed. New York: Academic Press, 1960. 684 p.

KUNZ, M. The skill of convective parameters and indices to predict isolated and severe thunderstorms. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 7, p. 327-342, 2007.

MARCELINO, E. V. **Desastres naturais e geotecnologias: Conceitos básicos. Cadernos Didáticos, n. 1**. Santa Maria, Rio Grande do Sul, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 2007.

MARINAKI, A., SPILIOTOPOULOS, M., MICHALOPOULOU, H. Evaluation of atmospheric instability indices in Greece. **Advances in Geosciences**, v. 7, p. 131–135, 2006.

MILLER, R. C. Notes on analysis and severe storm forecasting procedures of the Air Force Global Weather Center. **Technical Report 200 (Rev.).** Air Weather Service (MAC) United States Air Force, 1972.

MOURÃO, C. E. F. **Estudo do comportamento de indicadores de tempo severo em casos de tempestades sobre o Rio de Janeiro utilizando o modelo RAMS.** Defesa de Monografia em Meteorologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 93, 2007.

NASCIMENTO, E. L. Previsão de tempestades severas utilizando-se parâmetros convectivos e modelos de mesoescala: uma estratégia operacional adotável no Brasil?. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, p. 121-140, 2005.

POLIFKE DA SILVA, F., JUSTI DA SILVA, M. G. A. Chuvas Severas no Município do Rio de Janeiro: Simulação numérica dos casos de 2007. *In*: XVI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Belém, Pará. **Anais** do XVI Congresso Brasileiro de Meteorologia. Sociedade Brasileira de Meteorologia, 2010.

RIBEIRO, G. P., POLIFKE DA SILVA, F., JUSTI DA SILVA, M.G.A. CASOS DE Chuvas intensas no Rio de Janeiro: Variabilidade nas frequências diurna e anual. *In*: XVII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Gramado, Rio Grande do Sul. **Anais** do XVII Congresso Brasileiro de Meteorologia. Sociedade Brasileira de Meteorologia, 2012.

SILVA, F. P. *et al*. Evaluation of atmospheric thermodynamics and dynamics during heavy-rainfall and no-rainfall events in the metropolitan area of Rio de Janeiro. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 121, p. 299-311, 2019.

SILVA, F. P. *et al*. Synoptic thermodynamic and dynamic patterns associated with Quitandinha River flooding events in Petropolis, Rio de Janeiro (Brazil)”. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 131, p. 845-862, 2019.

SILVA DIAS, M. A. F. Sistemas de mesoescala e previsão de tempo a curto prazo. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 2, p. 133- 150, 1987.

SKAMAROCK, W. C., KLEMP, J. B., DUDHIA, J. *et al*. **A description of the advanced research WRF Version 3**. Boulder, Colorado, National Center for Atmospheric Research, 2008.

TEIXEIRA, M. S., SATYAMURTY, P. Dynamical and synoptic characteristics of heavy rainfall episodes in southern Brazil. **Monthly Weather Review**, v. 135, p. 598-617, 2007.

CAPÍTULO 2

ANÁLISE DO PADRÃO DA ÁGUA POTÁVEL COMERCIALIZADA EM RELAÇÃO AOS ELEMENTOS QUÍMICOS PRESENTES PELA TÉCNICA DE RADIAÇÃO SINCROTRON E DE COLIFORMES FECAIS PELO MÉTODO COLILLERT®

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 08/11/2021

Ariston da Silva Melo Júnior
Doutor pela Unicamp e Pós Doutor pelo IPEN/USP
São Paulo (SP), Brasil
http://lattes.cnpq.br/0010807076892082

RESUMO: A necessidade de água para a humanidade se faz necessária é importante para o desenvolvimento da humanidade e para garantir a continuidade da espécie humana no planeta Terra. Sem essa importante fonte de manutenção da vida não seria possível à existência de vida no planeta Terra, o que faz com que seja tão vital quanto à presença de oxigênio na atmosfera terrestre. Para suprir as crescentes demandas de suprimento de água para 7 bilhões de seres humanos para sedentação, agricultura e processos industriais, torna-se cada vez mais importante a preservação das fontes hídricas bem como o monitoramento das reservas de abastecimento para consumo humano. Tal necessidade torna-se devido à proliferação de doenças por via aquática, como febre tifoide e cólera, entre outras. Por isso, o presente estudo teve como objetivo investigar a qualidade de três marcas distintas de água potável engarrafada de modo a verificar seu padrão de qualidade com relação a concentração de elementos químicos presentes através da técnica de radiação síncrotron e a analise de coliformes fecais pelo método Colillert® para avaliar possíveis fontes contaminadas. O projeto contou com apoio do Laboratório Nacional de Luz Síncrotron (LNLS) e as instalações laboratoriais da Unicamp. Sendo que cada marca de água mineral recebeu a designação A, B e C. Tendo como resultados para concentração multielementar a presença dos elementos químicos: Alumínio (Al); Fósforo (P); Enxofre (S); Cloro (Cl); Potássio (K); Cálcio (Ca); Manganês (Mn); Ferro (Fe) e Zinco (Zn). Quanto as concentrações de coliformes fecais ficaram abaixo de 0,10 NMP/100 mL, mostrando uma uniformidade das fontes de exploração mineral.

PALAVRAS-CHAVE: Água doce, Poluição Hídrica, Meio Ambiente, Engenharia.

ANALYSIS OF THE COMMERCIALIZED DRINKING WATER STANDARD IN RELATION TO THE CHEMICAL ELEMENTS PRESENT BY THE SINCROTRON AND FECAL COLIFORM RADIATION TECHNIQUE BY THE COLILLERT® METHOD

ABSTRACT: The need for water for humanity is needed is important for the development of humanity and to ensure the continuity of the human species on planet Earth. Without this important source of life maintenance it would not be possible for life to exist on planet Earth, which makes it as vital as the presence of oxygen in the earth's atmosphere. In order to meet the growing demands of water supply for 7 billion human beings for sedentation, agriculture and industrial processes, the preservation of water sources as well as the monitoring of supply reserves for

human consumption is becoming increasingly important. This need is due to the proliferation of waterborne diseases such as typhoid fever and cholera, among others. Therefore, the present study aimed to investigate the quality of three distinct brands of bottled drinking water in order to verify their quality standard in relation to the concentration of chemical elements present by the synchrotron radiation technique and the analysis of fecal coliforms by the method. Colillert® to evaluate possible contaminated sources. The project was supported by the National Synchrotron Light Laboratory (LNLS) and the Unicamp laboratory facilities. Each brand of mineral water received the designation A, B and C. As a result of multi-elemental concentration the presence of the chemical elements: Aluminum (Al); Phosphorus (P); Sulfur (S); Chlorine (Cl); Potassium (K); Calcium (Ca); Manganese (Mn); Iron (Fe) and Zinc (Zn). As for the concentrations of fecal coliforms were below 0.10 NPM/100 mL, showing a uniformity of mineral exploration sources.
KEYWORDS: Fresh Water, Water Pollution, Environment, Engineering.

INTRODUÇÃO

O recurso hídrico é um importante constituinte para a existência de vida. À sobrevivência de todos os seres vivos e o seu fornecimento em quantidade e qualidade é vital para a manutenção da humanidade. O reflexo da importância das fontes de água potável pode ser notado pela presença e desenvolvimento de civilizações milenares como egípcia, babilônica e greco-romana. Uma vez que tais povos só prosperaram e se desenvolveram graças a reservas de água potável próximas em seus territórios.

Segundo Shiklomanov (1997) em termos quantitativos, o volume total de água existente na Terra é constante e apenas 2,5% deste são constituídos por água doce. Contudo, da parcela de 2,5% de água doce, somente 0,3% constitui a porção superficial de água presente em rios e lagos, as quais estão passíveis de exploração e uso pelo humano. Shiklomanov (1997) expos que ao se analisar em termos qualitativos, a água é uma molécula composta de hidrogênio e oxigênio capaz de transportar substâncias e moléculas bióticas e abióticas da superfície terrestre até os rios, lagos, oceanos e aquíferos, tornando-os um ponto de concentração dos materiais carreados, tal característica dá à água o título de solvente universal.

O crescimento vertiginoso da população humana e o grande recrudescimento do setor industrial e tecnológico acarretou uma demanda cada vez mais acelerada e maciça por fontes de água limpa para abastecimento público e como matéria prima para o setor primário e secundário. Pelo fato das reservas superficiais serem constantes e o grande impacto ambiental gerado pelo mau uso das fontes hídricas, o que ocasiona em grandes desastres ambientais com a poluição desenfreada dos corpos d'água, torna importante o estudo de tecnologias e metodologias que visem preservar as fontes potáveis e consequentemente preservar a vida no planeta.

Segundo projeções da Organização das Nações Unidas (ONU) indicam que, se a

tendência de consumo e poluição persistir, em 2050 mais de 45% da população mundial estará vivendo em países que não poderão garantir a cota diária mínima de 50 litros de água por pessoa (MELO JÚNIOR *et al.*, 2019).

A proposta de pesquisa adotou a analise de três marcas de garrafas potáveis no mercado, para tanto denominadas de: A, B e C. O intuito foi investigar o padrão de qualidade da água engarrafada e comercializada no mercado de consumo. Para o estudo foi utilizado o método de Colillert® para determinação de presença ou não de coliformes fecais e a moderna técnica de radiação sincrotron para avaliar a concentração de elementos químicos presentes nas amostras de água engarrafadas. A técnica de radiação sincrotron foi realizada no Laboratório Nacional e Luz Síncrotron (LNLS), localizado na cidade de Campinas, São Paulo, Brasil. Enquanto, as analises de coliformes fecais foram estudadas no laboratório da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

Recursos Hídricos no Brasil

Segundo Lima (1999) em função da dimensão territorial do Brasil, o mesmo apresenta grandes variações relacionadas ao clima, geologia, relevo, vegetação e também de recursos hídricos, desenvolvimento econômico e social e de distribuição da população. Com base na distribuição das águas superficiais, o território brasileiro comporta 13,7% da água doce do globo terrestre. Ressaltando que as reservas superficiais de água doce no planeta são apenas 0,3% (MELO JÚNIOR *et al*., 2019).

A maior parte das reservas brasileiras de água doce superficial encontram-se 73% (dos 13,7% em reserva global) na região norte na bacia Amazônica, que é habitada por menos de 5% da população brasileira (LIMA, 1999). Por outro lado, apenas 27% dos recursos hídricos superficiais brasileiros estão disponíveis para as demais regiões, onde residem 95% da população do país (LIMA, 1999).

À má distribuição hídrica, ocasiona problemas a possíveis crises de abastecimento nos centros de maior demanda, tendo que os problemas são maiores em bacias hidrográficas onde as retiradas de água superam a disponibilidade hídrica, o que obriga a busca de fontes alternativas de água pela população. Neste contexto, as bacias próximas a grandes centros urbanos são as mais prejudicadas, além de ter a agravante do comprometimento da qualidade das águas devido à urbanização descontrolada, que ocasiona o aumento nos custos de tratamento e restringe os usos da água (ANA, 2005).

Já no meio rural, as principais interferências aos recursos hídricos se dá pela destruição das áreas de vegetação permanentes, pela utilização indiscriminada de agrotóxicos e de fertilizantes e pela má destinação dos dejetos animais e humanos. Todos esses contaminantes são carreados pela água com as partículas de solo ou são depositados diretamente nos mananciais hídricos superficiais (GONÇALVES, 2003).

A água mineral

Águas minerais são aquelas que por sua composição química ou características físico-químicas são consideradas benéficas à saúde. A rigor, toda água natural, por mais pura que seja, contém sais.

As águas subterrâneas são especialmente enriquecidas em sais retirados das rochas e sedimentos por onde circularam muito vagarosamente (ÁGUAS MINEIRAIS, 2003). Durante muito tempo acreditou-se que as águas minerais tinham uma origem diferente da água subterrânea. Sabe-se hoje, contudo, que ambas têm a mesma origem (ÁGUAS MINEIRAIS, 2003). Duas teorias clássicas sobre a origem das águas minerais se confrontam durante muito tempo: a teoria da origem meteórica, que admite ser a água mineral proveniente da própria água das chuvas infiltradas a grandes profundidades, e a teoria da origem magmática, que explica a origem dessas águas a partir de fenômenos magmáticos como vulcanismo. Hoje, com os conhecimentos sobre a distribuição da água no planeta, a primeira teoria é a mais aceita, uma vez que se admite que as águas de origem magmática, também denominadas juvenis, constituem uma fração irrelevante do volume total (ÁGUAS MINEIRAIS, 2003).

A teoria da origem meteórica considera a água mineral um tipo particular de água subterrânea cuja formação resulta da ressurgência das águas das chuvas infiltradas a grandes profundidades, através de fraturas e falhas tectônicas, em velocidade muito lenta. Ao defrontar-se com descontinuidades de estruturas geológicas (falhas, diques, etc.), impulsionadas pelo peso da coluna de água superposta e, em certos casos, por gases e vapores nelas presentes, essas águas emergem à superfície sob forma de fontes (ÁGUAS MINEIRAIS, 2003). No Brasil, o surgimento de fontes está condicionando a teoria da origem meteórica. Há regiões no Brasil, onde se verificam um meteorismo bastante intenso e, nestas mesmas regiões situa-se o maior número de indústrias envasadoras de água mineral (REIS, 1998). Sendo assim, a origem da água mineral e a sua mineralização estão intimamente ligadas à infiltração da água da chuva e sua circulação nos perfis geológicos.

Ação de coliformes fecais em fontes hídricas

Para Bitton (2005) os coliformes fecais ou também denominados termotolerantes são bactérias exclusivas de origem fecal, entre elas: *Escherichia coli*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Citrobacter* e *Proteus*.

Os coliformes fecais são bactérias Gram-negativas, em forma de bacilos, oxidase negativas, que podem fermentar a lactose em 44,5°C e forma colônias quando expostos ao meio de Ágar que é um meio gelatinoso utilizado para formar grânulos de colônias bacterianas (CABRAL, 2010).

Segundo Buma (2017) dentre os microrganismos pertencentes à família *Enterobacteriaceae*, E. coli é o indicador mais confiável na identificação da contaminação de origem fecal humano e animal porque é o único do grupo coliforme que é exclusivamente

de origem fecal. Diferente das espécies pertencentes aos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citobacter* que não são de origem exclusivamente fecal. No entanto, podem ser facilmente isolados no solo, em águas ambientais ricas em nutrientes, nas plantas, em matéria orgânica em decomposição e outras matrizes ambientais. Deste modo, a presença de coliformes termotolerantes em águas ambientais não significa categoricamente que tenha sido proveniente de origem fecal.

A E. coli é caracterizada pelas técnicas laboratoriais por apresentar uma expressão da enzima ß-glucuronidase quando exposta em meios de substratos específicos, produz indol a partir do aminoácido triptofano, sendo a única espécie do grupo coliforme termotolerante cujo habitat exclusivo e primário é o intestino de mamíferos e aves (CERQUEIRA *et al.*, 1999; CABRAL, 2010; COSTA *et al.*, 2011). Assim, E.coli termotolerante é a enterobactéria utilizada mundialmente como indicador mais preciso de contaminação fecal em águas ambientas e, portanto, está presente nas normas de análise de qualidade de água (BUMA, 2017).

METODOLOGIA

Estudo de Caso

O projeto contou com a aquisição de três amostras de água engarrafada e comercializada no mercado de consumo na cidade de São Paulo (Brasil). Onde a aquisição foi realizada em centro comum de compras de supermercados. As amostras foram congeladas a -5^{0}C para conservação e preservação de suas características para posterior analise em laboratório, quanto aos parâmetros em foque da pesquisa.

Análise por Radiação Síncrotron por Reflexão Total

O projeto de pesquisa contou com analise da concentração elementar química presente em três amostras distintas de água potável engarrafada comercial para analise da real concentração química presente.

A técnica para analise adota foi realizada no Laboratório Nacional de Luz Síncrotron (LNLS) em Campinas pelo processo de reflexão total que conta com a análise multielementar dos compostos químicos presentes na água engarrafada sem necessidade de destruição das amostras por ação ácida.

Radiação Síncrotron com Reflexão Total ferramenta de detecção de metais

Na análise por reflexão total, deve-se retirar uma alíquota de 1 ml de água mineral de estudo e adicionado com uso de pipeta automática um padrão de Gálio de 100 μl (102,5 mg.L^{-1}) usado como padrão interno, resultando em uma concentração de 9,32 mg.L^{-1} do padrão em cada amostra.

O padrão interno foi utilizado para eliminar a não uniformidade da alíquota no

suporte, porque o filme fino formado sobre o substrato não possui geometria regular. Desta forma, a intensidade dos raios X obtida na irradiação da amostra depende da posição em que esta foi colocada no suporte. Com a adição do padrão interno, o resultado obtido será sempre em relação a este padrão, não importando, dessa forma, a posição da amostra (MELO JÚNIOR, 2007). Ao final do preparo 5,0 mL da solução resultante foi então pipetada sob a placa de lúcite e secou-se com auxílio de uma lâmpada infravermelha a amostra, conforme Figura 1.

Figura 1: Suporte de lúcite utilizado para a deposição da amostra.

Instalações da Linha de Radiação Sincrotron – Técnica de Reflexão Total

A linha de radiação sincrotron para reflexão total destina-se à análise da composição química multielementar (Z ≥ 13) em aplicações científicas de determinação de elementos traços em ciências ambientais, biológicas e materiais, perfil de profundidade química de filmes finos e mapeamento químico. Ela opera com feixe de 4 a 23 KeV (MELO JÚNIOR, 2007).

Na Figura 2 é apresentada a tubulação da linha DO9B – XRF, utilizada no experimento, por onde passa o feixe de luz síncrotron do anel para a estação experimental de fluorescência.

Figura 2: Foto da tubulação do anel para a linha DO9B – XRF do LNLS.

Na estação experimental de fluorescência de raios X, para a detecção dos raios X foi utilizado um detector semicondutor de Ge hiperpuro, com janela de berílio de 8 mm de espessura, uma área ativa de 30 mm^2, acoplado a um módulo amplificador e com uma

placa analisadora multicanal, inserida em microcomputador. A Figura 3 mostra a estação D09B-XRF e uma visão parcial do anel de radiação.

Figura 3: Estação experimental DO9B-XRF do LNLS com a instrumentação.

O arranjo experimental permite a rotação e a translação da amostra de forma a obter a condição para a reflexão total do feixe incidente sobre a amostra que está alocada na placa retangular de lúcite (Perspex) fixada no porta-amostra, permitindo a medida dos elementos químicos contidos na amostra. A Figura 4 mostra em detalhe uma das três amostras de água mineral depositada sobre o refletor e o detector com o colimador.
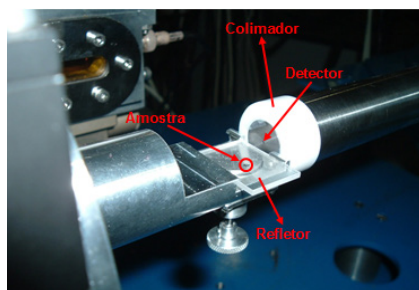
Figura 4: Arranjo experimental da SR-TXRF.

Análise de Coliformes fecais

Como forma suplementar de estudos, uma parte das amostras coletas foi analisada pelo método de colillert®. O método permitiu avaliar a possibilidade de presença de coliformes fecais nas amostras.

Tal medida foi sugerida, uma vez que há possibilidade da existência de fontes de água potável para engarrafamento que sofram ação de contaminantes pelo processo de percolação de coliformes e escoamento pelo lençol freático que alimenta as fontes aquíferas em regiões com presença de habitações adjacentes que utilizam ainda sistemas de descarte de dejetos arcaicos, por exemplos, fossas sépticas.

Coliformes Fecais: Método – Cartela Colilert

O método Colilert consiste na quantificação dos coliformes totais e fecais presentes em uma dada amostra, através da mistura entre a amostra e o reagente Colilert patenteado, com posterior transferência da solução para uma cartela estéril (100 ml), a qual é selada e mantida incubada a 35±2ºC durante 24 horas (1º leitura) e 48 horas (2º leitura-confirmação).

Os resultados são obtidos pela relação de valores positivos entre os quadrados maiores e menores da cartela, com aqueles verificados na tabela padrão para o teste Colilert. Para a aplicação do método foram utilizados: Seladora para cartelas Colilert; Autoclave vertical; Câmara escura equipada de radiação UV; Incubadora termo-regulável (35±2ºC); Balão de fundo chato (esterilizado*); e Proveta 100 ml.

O tempo de utilização em autoclave foi de 15 minutos, onde os frascos foram totalmente vedados com tampões (preparados com gases), papel alumínio e papel kraft (camada dupla). Durante o procedimento de analise de coliformes fecais pelo método Colilert foram utilizados 50 ml de amostra de água mineral que passaram pelas etapas, a seguir.

Transferiu-se o volume de amostra num balão volumétrico de 100 ml de fundo chato estéril para diluição pretendida, de modo que o volume final fosse de 100 ml; sendo que em cada amostra, adicionou-se uma cartela do reagente Colillert e agitou-se até a dissolução completa. Depois se transferiram os 100 ml finais para uma cartela Colillert estéril, colocando sobre o suporte da seladora e selando-se a mesma; e manteve-se a cartela em incubadora termo-regulável a 35±2ºC. Sendo que após 24h na incubadora, anotaram-se os valores positivos nos quadrados grandes (49 espaços) e pequenos (48 espaços). Os valores positivos foram aqueles nos quais uma coloração amarela forte se desenvolveu. O mesmo procedimento foi realizado observando-se as cartelas em uma câmara escura equipada de luz UV, de modo que, para este caso, os quadrados grandes e pequenos a serem anotados foram aqueles que desenvolveram uma luminescência azul característica; e depois se anotaram os valores registrados; e repetiu-se o procedimento após 48 horas para confirmação dos resultados.

Cálculo do número mais provável de coliformes fecais

Os resultados são obtidos a partir da cartela padrão do método que correlaciona os valores observados nos quadrados grandes com aqueles observados nos quadrados pequenos. Por exemplo, em uma análise que utilizou 50 ml de amostra foram observados 10 quadrados positivos grandes com 15 quadrados positivos pequenos para coliformes totais e 5 quadrados positivos grandes com 3 quadrados positivos pequenos para coliformes fecais (OLIVEIRA, 2013).

RESULTADOS

Analise pela Técnica Radiação Sincrotron – Validação

Para garantir que os valores detectados são confiáveis foi construída uma curva característica com padrões definidos. Assim, obteve-se um grau de confiabilidade para depois avaliar as amostras coletadas.

A sensibilidade elementar foi calculada usando cinco soluções padrões com elementos conhecidos e em diferentes concentrações, acrescidos do elemento gálio (Ga) usado como padrão interno. Para isso denomina-se de série K a faixa para essa curva de padrão. Foi determinada a sensibilidade experimental para os elementos contidos nas soluções e os resultados obtidos são apresentados na Tabela 1.

Número Atômico	Elemento Químico	Sensibilidade
19	K	0,083270
20	Ca	0,086387
22	Ti	0,199891
24	Cr	0,393820
26	Fe	0,593576
28	Ni	0,796228
30	Zn	0,897568
31	Ga	0,975819
34	Se	0,809614
38	Sr	0,306673

Tabela 1 - Sensibilidade experimental para a série K.

Ao utilizar os dados obtidos da Tabela 1 foi levantada a curva de grau de confiabilidade a partir de uma curva gráfica característica, denominada curva da sensibilidade relativa para série K. Na Figura 5 observa-se a curva característica de confiabilidade para os elementos na faixa de interesse de estudo.
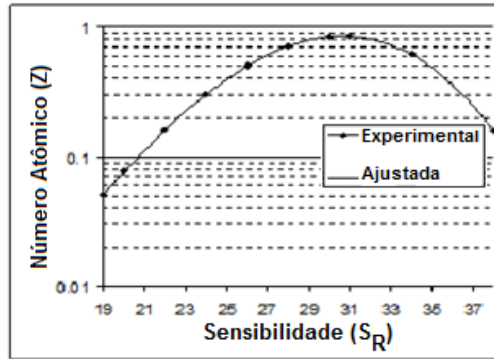
Figura 5: Curva da sensibilidade relativa (S_{Ri}) para série K.

A curva de sensibilidade apresentada na Figura 5 permitiu que inicialmente se utilizassem amostras certificadas com valores conhecidos.

Isso possibilitou que se ao utilizar o mesmo feixe de energia utilizado na curva de sensibilidade para as amostras certificadas, os valores fossem próximos aos pré-definidos, então as amostras coletadas e analisadas, seus valores fossem realmente os esperados.

O ajuste foi feito com um padrão certificado pelo *National Institute of Standards and Technology* (NIST).

A Tabela 2 têm-se as amostras certificadas pela NIST para o padrão denominado pela NIST como *Drinking Water Pollutants*, com os valores certificados pela NIST e os medidos no LNLS.

Elemento	**Valor Medido e Intervalo de Confiança (mg.L^{-1})**	**Valor Certificado e Intervalo de Confiança (mg.L^{-1})**
Cr	8,91 ± 0,18	8,89 ± 0,45
As	8,66 ± 0,17	8,77 ± 0,45
Se	4,87 ± 0,07	4,69 ± 0,23
Cd	4,55 ± 0,64	4,54 ± 0,23
Ba	89,99 ± 0,76	91,89 ± 4,55
Pb	10,03 ± 1,01	10,09 ± 0,45

Tabela 2 - Comparação dos valores medidos e certificados pela NIST.

Só após essa validação do sistema foi então que se utilizaram as amostras secas nas placas de lúcite das tres fontes de água mineral e determinaram-se seus valores químicos elementares, conforme a Tabela 3.

Amostra	Elemento Químico – símbolo								
	Al	P	S	Cl	K	Ca	Mn	Fe	Zn
A	103,5	95	120	205	391	155	119	205	38
B	115	89,5	129,5	198,5	389	149,5	105	210	37
C	98,95	105	131	201	378	151,5	111,5	218,5	30

Tabela 3 - Concentração ($\mu g.L^{-1}$) média dos elementos químicos das amostras minerais.

A Tabela 3 apresenta que os elementos químicos detectados pela técnica de radiação sincrotron, entre eles: Alumínio (Al); Fósforo (P); Enxofre (S); Cloro (Cl); Potássio (K); Cálcio (Ca); Manganês (Mn); Ferro (Fe) e Zinco (Zn) tiveram um comportamento muito próximo. Assim, revelando que as procedências das águas minerais possuem características similares quanto a sua fonte freática. Os valores foram detectados em valores na ordem de $\mu g.L^{-1}$, o que permite avaliar que seus valores não apresentam potencial de danos a saúde humana. Importante salientar que os valores registrados na Tabela 3 foram obtidos em triplicatas de cada amostra de água mineral, para melhorar os valores e com isso seu valor estatístico.

Análise da presença de Coliformes Fecais

Os dados analisados pelo método de Colillert podem ser observados na Tabela 4, a seguir.

Amostra	Concentração em NMP/100 mL
A	0,08 ± 0,46
B	0,07 ± 3,68
C	0,09 ± 0,80

Tabela 4 – Coliformes Fecais (NMP) nas amostras minerais.

Os valores de baixa concentração, revelam que as amostras estão dentro dos valores permissíveis e com isso aptos ao consumo humano. É importante comentar que as fontes subterrâneas profundas tornam-se um ótimo ambiente para a presença natural deste íon, mas que não excluem o seu efeito adverso à saúde, sobretudo nas crianças que possuem em seu sistema digestivo condições ótimas para a redução bacteriológica do nitrato a nitrito, principal causa da metemoglobinemia (FERNÍCULA e AZEVEDO, 1981).

CONCLUSÃO

A pesquisa realizada teve um grande papel na investigação do padrão de qualidade

das águas minerais comercializadas. Isso é importante, uma vez que o consumo nos grandes centros tem-se aumentado nos últimos anos.

Além da investigação dessas amostras que chegam ao mercado de consumo, devem-se pesquisar também as fontes minerais, bem como se realizar uma verificação da conservação dos mananciais de exploração para evitar impactos ambientais e a preservação das fontes de modo a suprir as necessidades crescentes frente ao grande recrudescimento populacional.

REFERÊNCIAS

BITTON, G. **Microbial indicators of fecal contamination: Application to microbial.** Florida Stormwater Association, p. 7. 2005.

BUMA, E. L. L. **Identificação e distinção de fonte de poluição fecal na Bacia Hidrográfica Ribeirão João Leite por metodologias moleculares**. Dissertação. Universidade Federal de Goiás. 2017.

CABRAL, J. P. S. **Water microbiology. Bacterial pathogens and water**. Environ. Res. Public Health, v. 7, p. 3657-3703, 2010.

CERQUEIRA, D.A. et al. **Perfis de ocorrência de coliformes termotolerantes e Escherichia coli em diferentes amostras de água.** 1999.

COSTA, R. **Coagulase-positive Staphylococcus and enterobacteria in fresh shrimp Litopenaeus vannamei**, p. 566-571, 2011.

CHEN, J. R.; CHAO, E. C. T.; MINKIN, J. A., et al. The Uses of Syncrhrotron Radiation Sources for Elemental and Chemical Microanalysis. **Nuclear Instruments and Methods**., v. 49B, p. 533-543, 1990.

FERNÍCULA, N. G. G.; AZEVEDO, F. A. **Metemoglobinemia e nitrato nas águas.** Revista de Saúde Pública, v. 15, n. 2, p. 242–248, 1981. http://dx.doi.org/10.1590/S0034- 89101981000200009

GONÇALVES, C. S. **Qualidade de águas superficiais na microbacia hidrográfica do arroio Lino Nova Boêmia – Agudo – RS**. 2003. 90f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

LIENDO, J. A.; GONZÁLEZ, A. C.; CASTELLI, C., et al. Comparison between Proton-Induced X-Ray Emission (PIXE) and Total Reflection X-ray Fluorescence (TXRF) Spectrometry for Elemental Analysis of Human Amniotic Fluid, **X-Ray Spectrometry**, v. 28, p. 3-8, 1999.

LIMA, J. E. F. W; FERREIRA, R. S. A; CHRISTOFIDIS, D. O uso da irrigação no Brasil. In: **Estado das águas no Brasil – 1999:** Perspectivas de gestão e informação de recursos hídricos. SIH/ANEEL/MME; SRH/MMA. 1999, p. 73-82.

LIMA, C. C. **INDUSTRIALIZAÇÃO DA ÁGUA MINERA**L. Universidade Católica de Goiás. Monografia. 65p. 2003.

MELO JÚNIOR, A. S.; SANTOS, G. R.; SILVA, G. S.; MELO, R. C. C.; JESUS, T. A. **Monitoramento da concentração de oxigênio dissolvido (od) em lagoas de estabilização.** Revista INOVAE – Journal of Engineerig, Architecture and Technology Innovation, pg. 128-146. 7 edição. 2019.

MELO JÚNIOR, A. S. **Análise quantitativa do material particulado na região de campinas através das técnicas de microfluorescência de raios x e reflexão total usando radiação síncrotron.** Tese de Doutorado. UNICAMP. 2007.

MELO JÚNIOR, A. S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *Typha sp.*** Dissertação de Mestrado. UNICAMP. 2003.

OLIVEIRA, C. F. P. M. **Aplicação do Colilert**® à enumeração de Escherichia coli em alimentos. Dissertação. Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar – Peniche. Instituto Politécnico de Leiria. 2013.

REIS, M.M. **Fontes naturais: vantagens de uma captação correta.** Revista Engarrafador Moderno, São Paulo, n°60, p.53-56, out.1998.

SHIKLOMANOV, I. A. Comprehensive assessment of the Freshwater resources to the world. **In: Assessment water resources and water availability in the world.** WMO/SEI, 1997. 85p.

SALVADOR, V. L. **Introdução à técnica de fluorescência de raios X.** São Paulo: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN (IPN-014), 2003.

Von SPERLING, M. Poluição de ambientes aquáticos: tendências futuras para os países latino-americanos. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 27, 2000, Porto Alegre. **Anais.** Porto Alegre: ABRH, 2000. CD ROM.

CAPÍTULO 3

AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCOS MICROBIOLÓGICOS (AQRM) ASSOCIADOS AO REÚSO DE ÁGUAS CINZAS: ESTUDO DE CASO EM MACEIÓ-AL

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 07/10/2021

Ivo Gabriel Guedes Alves
SEBRAE
Campinas – SP
http://lattes.cnpq.br/7762218947265006

Marcio Gomes Barboza
Universidade Federal de Alagoas - Centro de Tecnologia
Maceió – AL
http://lattes.cnpq.br/7032825305142761

Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira
Universidade Federal de Alagoas - Centro de Tecnologia
Maceió – AL
http://lattes.cnpq.br/1763418523296456

RESUMO: Este trabalho teve como objetivo a quantificação dos riscos biológicos à saúde humana envolvidos no reúso de águas cinzas misturadas e águas cinzas de máquina de lavar, em diferentes atividades, com base em um microrganismo alvo, a bactéria *E. coli*, amplamente utilizada como indicador de contaminação fecal. Os efluentes foram coletados em três residências unifamiliares no município de Maceió-AL. A determinação dos riscos foi realizada com base na metodologia da Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM), que envolve quatro etapas: (i) identificação do perigo, (ii) avaliação da exposição, (iii) avaliação da dose-resposta e (iv) caracterização do risco. Os riscos calculados foram comparados com valores estabelecidos nas diretrizes da Organização Mundial de Saúde (OMS). A partir dos valores de referência da OMS, foi determinado o valor máximo da concentração de *E. coli* admissível nos efluentes para o reúso em uma determinada atividade-fim de forma segura (valor máximo permitido). Também foi determinado o grau de tratamento a que os efluentes devem ser submetidos para que se adequem a estes padrões. Os resultados indicaram que os riscos microbiológicos sofrem influência da fonte geradora do efluente, sendo as águas cinzas misturadas as que apresentam maior risco de infecção. O cenário de exposição também é preponderante na quantificação dos riscos microbiológicos submetidos. Os valores calculados mostraram que diretrizes de referência sobre reúso, de forma geral, poderiam ser mais flexíveis em algumas atividades domésticas potenciais de reúso, sem comprometer a saúde do usuário. O tratamento demanda níveis de elevada eficiência que podem ser alcançadas por meio da cloração, uma alternativa de baixo custo e fácil instalação.
PALAVRAS-CHAVE: Reúso; AQRM; Valores Máximos Permitidos.

QUANTITATIVE MICROBIAL RISK ASSESSMENT (QMRA) ASSOCIATED TO GRAY WATERS: CASE STUDY IN MACEIÓ-AL

ABSTRACT: This work aimed to quantify the biological risks to human health involved in the reuse of mixed greywater, and greywater from washing machine, in different potential reuse activities, based on a target microorganism, the

bacteria *E. coli*, which is widely used as an indicator of faecal contamination. The effluents were collected in three single-family homes in the city of Maceió-AL. The determination of risks was performed based on the Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) methodology, which involves four steps: (i) hazard identification; (ii) exposure assessment; (iii) dose-response assessment, and (iv) risk characterization. The calculated risks were compared with established values in the guidelines of the World Health Organization (WHO). Based on the WHO reference values, the maximum admissible concentration of *E. coli* in the effluents for reuse in a certain end-activity safely was determined (maximum allowed value). The degree of treatment to which the effluents must be submitted in order to comply with these standards was also determined. The results indicated that the microbiological risks are influenced by the source that generates the effluent, with the greywater mixed being the ones that present the greatest risk of infection. The exposure scenario is also preponderant in the quantification of the microbiological risks submitted. The calculated values show that reference guidelines on reuse, in general, could be more flexible in some potential reuse household activities, without compromising the user's health. The treatment demands high efficiency levels that can be achieved through chlorination, a low-cost and easy-to-install alternative.
KEYWORDS: Reuse; QMRA; Maximun Allowed Values.

1 | INTRODUÇÃO

No Brasil, apesar da grande disponibilidade hídrica, a má distribuição do recurso coloca algumas regiões em estado de escassez, como é o caso da região nordeste. Encontrar alternativas que poupem e preservem a qualidade dos mananciais de água doce tornou-se uma necessidade para garantir abastecimento público. Uma alternativa potencial é o reúso de águas cinzas no ambiente urbano. Essa opção, porém, ainda possui muitas lacunas com relação aos critérios de segurança à saúde a serem seguidos.

Conhecer os riscos é essencial para que se possa regularizar esta alternativa tecnológica e criar diretrizes para o seu uso seguro em todo o mundo. Esses efluentes apresentam características extremamente variáveis, sendo necessários estudos sobre os riscos envolvidos nas atividades de reúso pretendidas. Para tanto, devem-se estimar os valores máximos de concentração de microrganismos e qual o nível de tratamento recomendado, de maneira que o efluente possa ser reutilizado com segurança.

A análise quantitativa de riscos microbiológicos (AQRM) é um método que combina conhecimento científico sobre a presença e natureza de um microrganismo, rotas de exposição e efeitos à saúde. Surgiu da necessidade de se quantificar os riscos químicos associados à poluição ambiental (WHO, 2016). No início da década de1980, a agência de proteção ambiental norte-americana (USEPA - United States Environmental Protection Agency) começou a perceber a necessidade de buscar meios e ferramentas que pudessem estimar os riscos à saúde humana envolvidos no consumo de água, além de propor formas de tratamento para mitigar estes riscos (RIGOTTO, 2013). Charles Haas, em 1983, deu início à abordagem quantitativa de riscos microbiológicos associados ao consumo de água

potável. Tal abordagem foi baseada em modelos dose-resposta advindos de modelos matemáticos das bases de dados existentes de experimentos sobre exposição humana, que poderiam estimar a probabilidade de infecção. O uso de modelos de probabilidade de infecção passou a ser considerado para o desenvolvimento de padrões de bactérias, vírus e protozoários e assim criou-se o campo da Análise Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM).

Várias pesquisas sobre avaliação e risco microbiológicos foram realizadas, com diferentes microrganismos e objetivos. Rose et al. (1991) conduziram uma avaliação de risco microbiológico para estimar o risco de infecção por cistos de Giardia veiculados pela água de consumo. Haas (1996) também utilizou a avaliação de risco microbiológico para determinar a concentração máxima de oocistos de *Cryptosporidium parvum* em águas de consumo para que o risco anual de infecção tolerável não superasse 10^{-4} pppa (por pessoa por ano). Leal (2005) avaliou os riscos associados à ocorrência de protozoários em águas de abastecimento. Ignoto (2010) realizou um estudo sobre o estado da arte da avaliação quantitativa de risco microbiológico em águas e biossólidos. Matangue (2015) realizou um trabalho sobre a AQRM aplicada ao uso de águas residuárias para irrigação.

Este trabalho teve como objetivo avaliar os riscos microbiológicos decorrentes do reúso de águas cinzas produzidas em residências unifamiliares da cidade de Maceió/AL, sendo seus objetivos específicos: (i) utilizar a ferramenta de AQRM relativa à *E. coli*, para estimar o risco quantitativo de infecção quando do reúso de águas cinzas misturadas e de máquina de lavar, por finalidade de reúso; (ii) indicar os Valores Máximos Permitidos (VMP) para *E. coli*, em função da finalidade de reúso de cada um dos efluentes; e (iii) avaliar a necessidade e a eficiência de desinfecção de cada um dos efluentes, com base nos conceitos da OMS de risco aceitável e de risco tolerável.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Sistemas experimentais

As fontes de águas cinzas brutas investigadas foram: águas cinzas misturadas e de máquina de lavar roupas, conforme descrito a seguir.

2.1.1 Águas cinzas misturadas compostas por efluentes de máquina de lavar, chuveiro e lavatórios, coletadas de uma residência unifamiliar (residência 1), localizada na cidade de Maceió-AL, cuja caracterização foi realizada por Rebêlo (2011). A residência foi projetada e construída com duas linhas de efluentes, totalmente segregadas, entre águas cinzas e negras.

2.1.2 Águas cinzas de máquina de lavar roupas coletadas e caracterizadas por Lopes (2016), correspondente ao segundo ciclo de enchimento da máquina (1º enxágue), referentes à residência 2, localizada na cidade de Maceió-AL.

2.1.3 Águas cinzas de máquina de lavar roupas coletadas e caracterizadas por

Alves (2017), correspondente ao segundo ciclo de enchimento da máquina (1º enxágue), referentes à residência 3, localizada na cidade de Maceió-AL.

2.2 Análise Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM)

A metodologia utilizada teve como base trabalhos com objetivos semelhantes ao que foi aqui proposto, como o de Pasin (2013).

O estudo envolveu as quatro etapas fundamentais da AQRM descritas por Haas et al. (2014) em que são determinados numericamente os riscos de infecção por *E. coli* por finalidade de reúso. As etapas seguintes consistem na determinação da viabilidade do reúso imediato; determinação dos valores máximos permitidos (VMP) com base nas diretrizes da OMS (Organização Mundial da Saúde); comparação dos mesmos com os valores estabelecidos em norma da ABNT (2019) e pelo SINDUSCON (2005), e indicação dos níveis de tratamentos recomendados. As etapas metodológicas envolvidas são ilustradas no fluxograma da Figura 1.

Figura 1 - Fluxograma da metodologia de trabalho.

A identificação do perigo consiste no levantamento bibliográfico acerca do microrganismo alvo do estudo, *E. coli*. Levou-se em consideração a sua natureza e consequências ao hospedeiro a partir da infecção e avaliou-se sua concentração nas águas cinzas brutas, por modalidade de reúso, coletadas de estudos realizados em três residências unifamiliares do município de Maceió.

A avaliação de exposição estima a quantidade de patógenos que é ingerida em uma determinada atividade-fim. O valor da exposição foi estimado a partir do volume médio que pode ser ingerido durante a atividade-fim, levando em conta as rotas e frequências de exposição. Os valores dos parâmetros da Tabela 1 são baseados em opiniões de especialistas.

Atividade	Rota de exposição	Volume (mL) [mínimo; médio; máximo]	Frequência (ano) [média; desvio padrão]
Irrigação de jardim	Aerossol	[0,01; 0,1; 0,5]	[150; 20]
	Ingestão (exposição rotineira)	[0,1; 1; 2]	[150; 20]
	Ingestão acidental	[10; 100; 200]	[1; -]
Irrigação de áreas públicas	Ingestão (exposição rotineira)	[0,1; 1; 10]	[60; 10]
Irrigação de culturas alimentares	Ingestão de alimentos cultivados	[1; 5; 20]	[150; 20]
Descarga de vaso sanitário	Aerossol	[0,01; 0,1; 0,5]	[1460; 100]
Máquina de lavar roupas	Aerossol	[0,01; 0,1; 0,5]	[150; 20]
Balneabilidade	Ingestão	[10; 25; 100]	[40; 10]
Lavagem de veículos	Aerossol	[0,01; 0,1; 0,5][(a)]	[48; -][(b)]
	Ingestão (exposição rotineira)	[0,1; 1; 2] [(a)]	[48; -][(b)]
Lavagem de pisos	Aerossol	[0,01; 0,1; 0,5][(c)]	[11,06; -][(b)]
	Ingestão (exposição rotineira)	[0,1; 1; 2][(c)]	[11,06; -][(b)]

Tabela 1 - Distribuição da exposição relacionada à água de reúso.

Fontes: ASHBOLT et al. (2005); [(a)] ZANETI et al. (2011); [(b)] Adaptado de TOMAZ (2010); [(c)] PASIN (2013).

De posse dos valores de volume ingerido de águas cinzas, considerando as rotas de exposição para cada atividade-fim e a concentração de microrganismos presentes nas águas cinzas brutas levantadas neste estudo, expressas e UFC/mL (unidades formadoras de colônias), foi possível calcular a dose (Equação 1):

Dose = *E. coli* na água cinza (UFC/100 mL) x Volume ingerido (mL) (1)

A análise dose-resposta busca relacionar a dose do agente microbiológico decorrente de uma única exposição com o risco de resposta adversa infecciosa no indivíduo. Para este fim, são utilizados os modelos de análise dose-resposta, que são funções matemáticas que utilizam como argumento a medida de dose para calcular a probabilidade de ocorrência de um determinado efeito adverso, medido de zero (efeito nulo) a um (ocorrência completa do estado adverso). O modelo dose-resposta escolhido foi o Beta-Poisson, (HAAS et al., 2001) (Equação 2), que, após simplificado, resulta na Equação 4 (DuPONT et al., 1971).

$$P_i = 1 - [1 + \frac{d}{N_{50}}(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1)]^{-\alpha} \quad (2)$$

$$N_{50} = \beta(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1) \quad (3)$$

$$P_i = 1 - (1 + \frac{d}{\beta})^{-\alpha} \quad (4)$$

Pi: probabilidade de infecção para uma única exposição;

d: dose ou número de patógenos ingeridos (Equação 1);

N_{50}: dose capaz de provocar sintomas clínicos em 50% dos indivíduos em contato com água contaminada (Equação 3)

α e β: parâmetros característicos da interação agente–hospedeiro, obtidos por meio de observações e experimentações, respectivamente, $1,55 \times 10^{-1}$ e $2,44 \times 10^{4}$ (DuPONT et al., 1971).

Para a caracterização de risco determinou-se o risco para múltiplas exposições durante um período de tempo de até um ano, conforme a Equação 5.

$$P_n = 1 - (1 - P_i)^n \quad (5)$$

Pn: risco anual;

Pi: probabilidade de infecção do usuário para uma única exposição (Equação 4);

N: número ou frequência de exposições no ano.

2.3 Determinação da viabilidade de reúso imediato para fins não potáveis

Foi realizada comparando-se com as diretrizes estabelecidas pela OMS acerca dos riscos aceitáveis em cenários extremos de exposição. Os valores considerados são de 10^{-3} pppa (por pessoa por ano) para doenças diarreicas (WHO, 2006), ou seja, uma pessoa infectada a cada mil expostas, no período de um ano.

2.4 Cálculo dos Valores Máximos Permitidos (VMPs)

Foi realizado de forma inversa ao que foi feito nas etapas de avaliação de exposição, análise dose-resposta e caracterização do risco, partindo dos riscos estabelecidos pela OMS (Pn = 10^{-3} pppa) a fim de obter uma faixa de VMP de *E. coli* que forneça riscos aceitáveis para o usuário de águas cinzas.

Os VMPs calculados foram comparados com os constantes em normas e orientações sobre reúso não potável de efluentes, a exemplo da NBR 16.783/2019 (ABNT, 2019) e SINDUSCON (2005) (Tabela 2).

Referência	**Atividade-fim para reúso**			
	Lavagem de carros	**Lavagem de pisos**	**Descargas de vasos sanitários**	**Irrigação de jardins**
	Concentração de coliformes fecais [a]			
NBR 16.783/2019	< 200 (NMP/100 mL)	< 200 (NMP/100 mL)	< 200 (NMP/100 mL)	< 200 (NMP/100 mL) [b]
SINDUSCON (2005)	não detectáveis	não detectáveis	não detectáveis	≤ 200 (NMP/100 mL)

NMP: número mais provável;

[a] o termo “coliformes fecais” está em desuso, e, neste trabalho foi representado pelo indicador *E. coli*.

[b] a irrigação paisagística, para efeito da Norma, refere-se à irrigação de parques, jardins, campos de esporte e de lazer urbanos, ou áreas verdes de qualquer espécie, não estando inclusa a irrigação para fins agrícolas e/ou florestais

Tabela 2 - Padrões microbiológicos em função da atividade de reúso.

Fonte: adaptada de ABNT (2019) e SINDUSCON (2005).

2.5 Determinação do grau de tratamento para a água de reúso

Foi determinada a eficiência do tratamento por desinfecção recomendada para cada um dos efluentes e cenários de exposição que ultrapassaram os VMPs calculados com base nos parâmetros da OMS.

3 I RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Avaliação de riscos microbiológicos

Inicialmente, apresentam-se na Tabela 3 os resultados dos exames microbiológicos para determinação *E. coli*, realizados nas residências 1, 2 e 3.

Residência	Fonte	Nº de amostras	Concentração média de *E. coli* (UFC/100mL)	Desvio padrão (UFC/100mL)
1	Águas cinzas misturadas	15	1,03E+06	1,90E+06
2	Máquina de lavar	13	2,60E+02	8,30E+01
3	Máquina de lavar	6	1,23E+03	2,83E+03

UFC: Unidades Formadoras de Colônias

Tabela 3 – Caracterização microbiológica das águas cinzas avaliadas.

Os riscos avaliados quando do reúso do efluente de menor concentração de *E. coli* (máquina de lavar da residência 2) nas atividades-fim abordadas, estão indicados na Tabela 4, com os cenários de exposição e os menores riscos para cada uma delas. Como esperado, os menores riscos foram associados aos menores volumes ingeridos em cada uma das rotas de exposição, produzindo assim as menores doses. O reúso imediato de águas cinzas para todas as atividades mostrou-se viável para esse efluente em pelo menos um dos cenários de exposição, com exceção das atividades de irrigação de culturas alimentares, cujos riscos podem diminuir em função do sistema de irrigação (FINLEY, 2008), e balneabilidade, que se mostrou impraticável em todos os cenários de exposição avaliados.

Atividade	Fonte[1]	Rotas de exposição	Risco (pppa)	Viabilidade do reúso
Irrigação de jardim	Máquina de lavar	Aerossol	2,5E-05	SIM
Irrigação de áreas públicas	Máquina de lavar	Ingestão (exposição rotineira)	9,9E-05	SIM
Irrigação de culturas alimentares	Máquina de lavar	Ingestão de alimentos cultivados	2,5E-03	NÃO
Descarga de vaso sanitário	Máquina de lavar	Aerossol	2,4E-04	SIM
Máquina de lavar roupas	Máquina de lavar	Aerossol	2,5E-05	SIM
Balneabilidade	Máquina de lavar	Ingestão	6,6E-03	NÃO
Lavagem de Pisos	Máquina de lavar	Aerossol	1,8E-06	SIM
Lavagem de Veículos	Máquina de lavar	Aerossol	7,9E-06	SIM

(1) Residência 2.

Tabela 4 - Menores riscos de infecção anual ao usuário, por *E. coli*, e viabilidade de reúso imediato para as atividades-fim decorrentes da fonte de reúso e rotas de exposição.

Analogamente, por meio da Tabela 5 que resume os maiores riscos encontrados em cada uma das atividades-fim, verifica-se que os maiores riscos calculados foram provenientes das águas cinzas misturadas (residência 1), apresentando quase 100% da população exposta com chance de infecção. A exceção foi para a atividade de lavagem de pisos que, por apresentar os melhores cenários de exposição, alcançou no máximo 65% de risco de infecção, o que, ainda assim, é inaceitável para um reúso sem tratamento prévio. O fato das águas cinzas misturadas incorporarem efluentes de lavatório e chuveiro, contribuiu para a maior concentração de *E. coli*. Essa diferença foi capaz de inviabilizar o reúso deste efluente para qualquer uma das atividades-fim sugeridas, em qualquer um dos cenários de exposição, sendo necessário, de imediato, algum tratamento para o mesmo.

Atividade	Fonte[1]	Rotas de exposição	Risco (pppa)	Viabilidade do reúso
Irrigação de Jardim	Águas cinzas Misturadas	Ingestão por exposição rotineira	1,0E+00	NÃO
Irrigação de áreas públicas	Águas cinzas Misturadas	Ingestão por exposição rotineira	1,0E+00	NÃO
Irrigação de culturas alimentares	Águas cinzas Misturadas	Ingestão de alimentos cultivados	1,0E+00	NÃO
Descarga de vaso sanitário	Águas cinzas Misturadas	Aerossol	1,0E+00	NÃO
Máquina de lavar roupas	Águas cinzas Misturadas	Aerossol	1,0E+00	NÃO
Balneabilidade	Águas cinzas Misturadas	Ingestão	1,0E+00	NÃO

Lavagem de Pisos	Águas cinzas Misturadas	Ingestão por exposição rotineira	6,5E-01	NÃO
Lavagem de Veículos	Águas cinzas Misturadas	Ingestão por exposição rotineira	1,0E+00	NÃO

Residência 1.

Tabela 5 - Maiores riscos de infecção anual ao usuário, por *E. coli*, e viabilidade de reúso imediato para as atividades-fim decorrentes da fonte de reúso e rotas de exposição.

É importante ressaltar que as diferenças nas concentrações de *E. coli* em cada uma das amostras e nos volumes ingeridos, para as mesmas condições adotadas na função de Beta-Poisson, produzem diferenças diretamente proporcionais nos riscos envolvidos, sendo assim, é simples inferir o aumento nos riscos provenientes da alteração de alguma dessas variáveis.

3.2 Determinação dos valores máximos permitidos (VMPs)

Considerando que este trabalho teve como premissa atingir os valores de riscos toleráveis dentro dos parâmetros considerados seguros, na Tabela 6 são indicadas quais as concentrações máximas que refletem tais níveis de segurança dentro da diretriz de 10^{-3} pppa para doenças diarreicas (WHO, 2006), com base no pior cenário de exposição, considerando o volume ingerido e a frequência anual de exposição em cada uma das atividades de reúso. Segundo a OMS, as doenças diarreicas são responsáveis pela morte de 1,8 milhão de pessoas anualmente no mundo, sendo 88% destas mortes associadas ao consumo de água contaminada e outras condições inadequadas de saneamento (WHO, 2006).

Atividade	**Pior cenário**			**Melhor cenário**		
	Rotas de exposição/ volume ingerido (mL)	**Frequên-cia anual**	**VMP (UFC/100mL)**	**Rotas de exposição/ volume ingerido (mL)**	**Frequên-cia anual**	**VMP (UFC/100 mL)**
Irrigação de Jardim	Ingestão por exposição rotineira / (2)	150	5,25E+01	Aerossol/(0,01)	150	1,05E+04
Irrigação de áreas públicas	Ingestão por exposição rotineira/ (10)	60	2,63E+01	Ingestão por exposição rotineira /(0,1)	60	2,63E+03
Irrigação de culturas alimentares	Ingestão de alimentos cultivados/ (20)	150	5,30E+00	Ingestão de alimentos cultivados/ (1)	150	1,05E+02
Descarga de vaso sanitário	Aerossol/ (0,5)	1460	2,16E+01	Aerossol /(0,01)	1460	1,08E+03
Máquina de lavar roupas	Aerossol/ (0,5)	150	2,10E+02	Aerossol/ (0,01)	150	1,05E+04
Balneabilidade	Ingestão /(100)	40	3,90E+00	Ingestão /(10)	40	3,94E+01

Lavagem de Pisos	Ingestão por exposição rotineira /(2)	11,06	7,12E+02	Aerossol /(0,01)	11,06	1,42E+05
Lavagem de Veículos	Ingestão por exposição rotineira /(2)	48	1,64E+02	Aerossol/ (0,01)	48	3,28E+04

Tabela 6 - Valores máximos permitidos (VMP) de *E. coli* para as atividades considerando volumes ingeridos, frequência anual nos melhores e piores cenários possíveis e um risco máximo tolerável de 10^{-3} para doenças diarreicas.

Na Tabela 7 são apresentados os VMPs comparados com os valores de referência do Manual de Conservação e Reúso de Água em Edificações do Sindicato da Indústria e da Construção Civil do Estado de São Paulo (SINDUSCON, 2005) da NBR 6.783/2019 (ABNT, 2019), para cada uma das atividades, para os piores e melhores cenários, levando em consideração os riscos aceitáveis da OMS de 10^{-3} pppa para doenças diarreicas. Os valores marcados em verde representam aqueles que atendem às exigências da NBR 6.783/2019, enquanto que os valores em destaque rosa representam os valores dentro das exigências do Manual do SINDUSCON (2005) e da NBR 6.783/2019, simultaneamente. Por serem mais permissivos, os valores da NBR 6.783/2019 englobam todos aqueles exigidos pelo Manual do SINDUSCON (2005).

Atividade	Risco 10^{-3} pppa[1]		Valores de referência	
	Pior cenário	Melhor cenário	NBR 16.783/2019	Manual do SINDUSCON
	VMP (UFC/100mL)	VMP (UFC/100mL)		
Irrigação de Jardim	**5,25E+01**	1,05E+04	< 200	< 200
Irrigação de áreas públicas	**2,63E+01**	2,63E+03	< 200	-
Irrigação de culturas alimentares	5,30E+00	1,05E+02	- [2]	-
Descarga de vaso sanitário	**2,16E+01**	1,08E+03	< 200	N.D.
Máquina de lavar roupas	2,10E+02	1,05E+04	-	N.D.
Balneabilidade	3,90E+00	3,94E+01	-	-
Lavagem de Pisos	7,12E+02	1,42E+05	< 200[3]	N.D.
Lavagem de Veículos	**1,64E+02**	3,28E+04	< 200	N.D.

Valores dentro dos limites da NBR 16.783/2019;

Valores dentro dos limites do Manual SINDUSCON e da NBR 13.969/97;

N.D. Concentração não detectável;

(1) Risco limite para doenças diarreicas (WHO, 2006);

(2) A NBR/16.783/2019 não inclui como atividade-fim a irrigação para fins agrícolas e/ou florestais.

(3) A NBR/16.783/2019 refere-se à lavagem de ruas, pátios, garagens e áreas externas. .

Tabela 7 - Comparação entre os Valores Máximos Permitidos obtidos para os riscos toleráveis e os valores de referência das diretrizes consultadas.

3.3 Tratamento recomendado

Os valores máximos permitidos calculados no item anterior permitem estabelecer qual a eficiência de desinfecção de águas cinzas brutas para que estejam em conformidade com os riscos aceitáveis determinados pela OMS.

Nas Tabelas 8 e 9 são indicados os níveis de eficiência na desinfecção das águas cinzas para as atividades nos piores e melhores cenários (rotas de exposição; volume ingerido e frequência anual) tais quais estão descritos na Tabela 7 considerando o risco limite de 10^{-3} pppa. Para todas as atividades, os maiores riscos foram provenientes do efluente de águas cinzas misturadas da residência 1 com concentração de $1{,}03 \times 10^{6}$ UFC/100 mL e os menores riscos foram provenientes da água de máquina de lavar da residência 2 com concentração de $2{,}60 \times 10^{2}$ UFC/100 mL. Considerando estas concentrações de microrganismos, determinou-se o nível de tratamento por desinfecção para que o risco sujeitável esteja dentro dos admissíveis pela OMS para cada atividade de reúso.

Atividade	Concentração do efluente (UFC/100mL)	Pior cenário		Melhor cenário	
		VMP (UFC/100mL)	Eficiência de remoção (%)	VMP (UFC/100mL)	Eficiência de remoção (%)
Irrigação de Jardim	$1{,}03 \times 10^{6}$	5,25E+01	99,995	1,05E+04	98,981
Irrigação de áreas públicas		2,63E+01	99,997	2,63E+03	99,745
Irrigação de culturas alimentares		5,30E+00	99,999	1,05E+02	99,990
Descarga de vaso sanitário		2,16E+01	99,998	1,08E+03	99,895
Máquina de lavar roupas		2,10E+02	99,980	1,05E+04	98,981
Balneabilidade		3,90E+00	100,000	3,94E+01	99,996
Lavagem de Pisos		7,12E+02	99,931	1,42E+05	86,214
Lavagem de Veículos		1,64E+02	99,984	3,28E+04	96,816

Tabela 8 - Níveis de tratamento nos piores e melhores cenários para o efluente da residência 1 considerando um risco tolerável de 10^{-3} pppa.

Atividade	Concentração do efluente (UFC/100mL)	Pior cenário		Melhor cenário	
		VMP (UFC/100mL)	Eficiência de remoção (%)	VMP (UFC/100mL)	Eficiência de remoção (%)
Irrigação de Jardim	$2{,}60x10^2$	5,25E+01	79,8	1,05E+04	N.A.
Irrigação de áreas públicas		2,63E+01	89,9	2,63E+03	N.A.
Irrigação de culturas alimentares		5,30E+00	98,0	1,05E+02	59,6
Descarga de vaso sanitário		2,16E+01	91,7	1,08E+03	N.A.
Máquina de lavar roupas		2,10E+02	19,2	1,05E+04	N.A.
Balneabilidade		3,90E+00	98,5	3,94E+01	84,8
Lavagem de Pisos		7,12E+02	N.A.	1,42E+05	N.A.
Lavagem de Veículos		1,64E+02	36,9	3,28E+04	N.A.

Tabela 9 - Níveis de tratamento nos piores e melhores cenários para o efluente da residência 2 considerando um risco tolerável de 10^{-3} pppa.

A concentração de *E. coli* no efluente da residência 3 ($1{,}23x10^3$ UFC/100 mL) é intermediária em relação às duas primeiras residências. Na Tabela 10 está indicado que, no melhor cenário de exposição, para o risco tolerável de 10^{-3} pppa, o tratamento é dispensável na maior parte das atividades com exceção da irrigação de culturas alimentares (91,5%), balneabilidade (96,8%) e em menor grau de eficiência (12,3%) para descarga de vasos sanitários. Nos piores cenários, o tratamento é recomendado com alto nível de eficiência para todas as atividades consideradas a exceção da lavagem de pisos com 42,1% de eficiência.

Atividade	Concentração do efluente (UFC/100mL)	Pior cenário		Melhor cenário	
		VMP (UFC/100mL)	Eficiência de remoção (%)	VMP (UFC/100mL)	Eficiência de remoção (%)
Irrigação de Jardim	1,23x1^{0}3	5,25E+01	95,7	1,05E+04	N.A.
Irrigação de áreas públicas		2,63E+01	97,9	2,63E+03	N.A.
Irrigação de culturas alimentares		5,30E+00	99,6	1,05E+02	91,5
Descarga de vaso sanitário		2,16E+01	98,2	1,08E+03	12,2
Máquina de lavar roupas		2,10E+02	82,9	1,05E+04	N.A.
Balneabilidade		3,90E+00	99,7	3,94E+01	96,8
Lavagem de Pisos		7,12E+02	42,1	1,42E+05	N.A.
Lavagem de Veículos		1,64E+02	86,7	3,28E+04	N.A.

N.A.: Tratamento não aplicável. Concentração do efluente bruto dentro dos limites do VMP calculado.

Tabela 10 - Níveis de tratamento nos piores e melhores cenários para o efluente da residência 3 considerando um risco tolerável de 10^{-3} pppa.

Dentre os agentes desinfetantes de maior uso, por questões de custos competitivos, fácil técnica de aplicação, controle e disponibilidade, está o cloro, que é amplamente disseminado no Brasil (DANIEL, 2000). Por estes motivos, pode ser o agente de desinfecção mais recomendado para utilização em sistemas domésticos de reúso.

Um estudo realizado por Santos Neto et al. (2014) demonstrou que, o uso de pastilhas de cloro comercial (tricloro-s-triazina triona) na desinfecção de águas cinzas misturadas, com concentração de 13,2 mg/L de cloro e tempo de contato de 30 minutos, foi suficiente para a redução dos índices de *E. coli* de 10^{6} UFC/100 mL para 10^{2} UFC/100 mL (4 logs).

Outro estudo sobre desinfecção de águas cinzas, conduzido por Bezerra et al. (2015), com utilização de água sanitária como desinfetante (hipoclorito de sódio com teor de cloro ativo entre 2,0 e 2,5% p/p), indicou uma redução superior a 3,7 log para as concentrações de *E. coli,* com dosagem de 15 mg/L e redução de até 4,95 log de coliformes totais para a dosagem de 30 mg/L, sendo o tempo de contato em ambos casos de 60 minutos.

Tais pesquisas demonstram que a desinfecção pode ser realizada em ambiente doméstico com produtos de fácil obtenção e aplicação, aumentando as possibilidades de reúso das águas cinzas no local de geração.

4 I CONCLUSÕES

Para realizar a desinfecção dos efluentes para reúso nas atividades que se mostraram inviáveis ao reúso imediato, considerando os riscos admissíveis para doenças

diarreicas e carga de doença tolerável pelo consumo de água potável, os níveis de eficiência de tratamento devem estar acima de 90% para a maior parte das atividades. Uma boa alternativa para atender a este requisito são os sistemas de cloração que possuem baixo custo e fácil aplicação, ideais para utilização em ambientes domésticos como é o intento deste trabalho.

Espera-se que este trabalho possa fomentar discussões acerca da determinação das normativas nacionais ou locais sobre o reúso de águas cinzas a fim de aliviar as pressões sobre os recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 16.783/2019. **Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações**. Primeira edição: 19/11/2019. ABNT, 2019. 19p.

ALVES, I. G. G. **Avaliação da qualidade de águas cinzas armazenadas, com finalidade de reúso: Avaliação microbiológica de águas cinzas armazenadas, com finalidade de reúso**. Maceió: Programa institucional de bolsas de iniciação científica – PIBIC CNPq/UFAL/FAPEAL, 2017.

ASHBOLT, N.; PETTERSON, S. R.; STENSTRON, THOR-AXEL; SCHONNING, C.; WESTRELL, T.; OTTOSON, J. **Microbial risk assessment (MRA) Tool**. Urban Water Chalmers University of Technology. Sweden. 2005. p.23-24.

BEZERRA, R. M. C. M.; FERREIRA, I. V. L.; BARBOZA, M. G. **Cloração de águas cinzas com finalidade de reúso**. In: 28º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Rio de Janeiro, RJ, 2015. Anais Eletrônicos.

DANIEL L. A. **Alternativas para desinfecção de esgotos sanitários.** Anais do I Seminário Nacional de Microbiologia Aplicada ao Saneamento, Vitória-Espírito Santo. 54-59, 2000.

DuPONT, H.L., SAMUEL B. FORMAL, S.B; HORNICK, R. B; SNYDER, M. J; LIBONATI, J.P; SHEAHAN, D.G; LABREC, E.H.; KALAS, J.P. **Pathogenesis of Escherichia coli diarrhea.** The New England Journal of Medicine. v. 285, n. 1, 1971, p.1-9.

FINLEY, S. Reciclagem de águas cinzas para produção de alimentos em Montreal, Canadá. Revista de Agricultura Urbana, n. 20, p. 74-76, 2008.

HAAS, C. **How to average microbial densities to characterize risk**. Water Research, v. 30, n. 4, p. 1036-1038, 1996.

HAAS, C. N.; EINSENBERG, J. N. S. *Risk assessment*. In: FEWTRELL, L; BARTRAM J.(eds.) Water quality guidelines, standards and health: assessment of risk and risk management for water related infectious disease. Londres: WHO/IWA Publishing, 2001, p. 162-183.

HAAS, C. N.; ROSE, J. B.; GERBA, C. P. **Quantitative microbial risk assessment**. New York: John Wiley & Soares, 2014.

IGNOTO, R. F. **Avaliação quantitativa de risco microbiológico em águas e biossólidos: estado da arte**. Dissertação de mestrado — Universidade de São Paulo (USP), 2010.

LEAL, P. M. R. M. **Avaliação do risco microbiológico associado à ocorrência de protozoários em sistemas de abastecimento de água: Um estudo na cidade de Divinópolis, Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado — Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 2005.

LOPES, E. W. R. **Avaliação da qualidade de águas cinzas durante armazenamento, com finalidade de reúso.** 2016, 63f.Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental e Sanitária), Universidade Federal de Alagoas, 2016.

MATANGUE, M. T. A**. Avaliação quantitativa de risco microbiológico aplicada ao uso de águas residuárias para irrigação - Contribuições ao estado da arte do conhecimento.** Tese de doutorado — Universidade Federal de Viçosa (UFV), 2015.

PASIN, D. B. **Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM) Associados à *E. coli* em águas cinza**. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2013.

REBÊLO, M. M. P. S. **Caracterização de águas cinzas e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbio com chicanas**. 2011. Dissertação (mestrado em Engenharia: Recursos Hídricos e Saneamento) - Universidade Federal de Alagoas - AL, Maceió, 2011.

RIGOTTO, C. **Avaliação quantitativa de risco microbiológico no suporte à gestão de recursos hídricos**. 2013. (Apresentação de Trabalho/Simpósio).

ROSE, J. B., SUN, G. S., GERBA, C. P.; SINCLAIR, N. A. **Microbial quality and persistence of enteric pathogens in graywater from various household sources**. Water Research, vol. 25, no.1, p. 37-42. 1991.

SANTOS NETO, A. G.; SANTOS, J. K. P.; LIMA, E. D. S.; FERREIRA, I. V. L.; BARBOZA, M. G. **Desinfecção de águas cinzas e negras visando o reúso**. In: XII SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2014, Natal, RN. Anais Eletrônicos...

SINDUSCON - Sindicato da Indústria da Construção do Estado de São Paulo –. **Conservação e reúso da água em edificações**. Prol Editora Gráfica: São Paulo, junho, 2005.

TOMAZ, P. **Aproveitamento de água de chuva para áreas urbanas e fins não potáveis**. São Paulo: Navegar Editora, 2010.

WHO. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Vol. 2. Wastewater use in agriculture. Geneva, 2006. 222p.

WHO. **Quantitative Microbial Risk Assessment**: Application for Water Safety Management. Geneva, 2016. 204p.

ZANETI, R. N.; ETCHEPARE, R. G.; OLIVEIRA, R. G. M. M.; RUBIO, J. **Riscos químicos, microbiológicos e pré-avaliação econômica no reúso de água. Estudo de caso: Lavagem de veículos**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26º Anais. Porto Alegre/RS. 2011. p. 5

CAPÍTULO 4

GRAU DE EUTROFIZAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA, ES, BRASIL

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 08/10/2021

Gemael Barbosa Lima
Faculdade da Região Serrana (FARESE)
Santa Maria de Jetibá, ES
https://orcid.org/0000-0003-3675-4720

Gilberto Henke
Faculdade da Região Serrana
Santa Maria de Jetibá, ES
http://lattes.cnpq.br/3438826784890954

Wanderson de Paula Pinto
Faculdade da Região Serrana
Santa Maria de Jetibá, ES
https://orcid.org/0000-0001-5267-227X

Julielza Betzel Badotto
Faculdade da Região Serrana
Santa Maria de Jetibá, ES
http://lattes.cnpq.br/4553846544408316

Claudinei Antônio Montebeller
Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER)
Linhares, ES
http://lattes.cnpq.br/2547132665413519

RESUMO: O presente artigo teve por objetivo avaliar o estado trófico dos reservatórios Rio Bonito e Suíça, utilizados para geração de energia elétrica, localizados na bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória, ES. Para isso, utilizou-se dois modelos para avaliar o grau de trofia por meio de parâmetros de clorofila-a e fósforo total, de dois reservatórios da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória. O monitoramento dos parâmetros analisados ocorreu entre agosto, setembro e outubro de 2019 em três pontos no rio Santa Maria da Vitória. Os resultados indicam elevado grau de trofia, em um dos modelos, enquanto o segundo modelo de índice de estado trófico classificou dois pontos como oligotróficos, no entanto, nestes pontos o IET de clorofila-a indicou alta produtividade de fitoplâncton, que pode trazer riscos à saúde humana devido a floração de cianobactérias tóxicas, dificultar e encarecer o tratamento da água para consumo humano. A principal conclusão desta pesquisa é que, há a necessidade da redução de lançamento de efluentes ricos em nutrientes, como o fósforo, advindos de rios tributários que desaguam nos reservatórios de Rio Bonito e Suíça, e sugere-se a implantação de mais estações de tratamento eficientes na remoção de nutrientes e controle de fontes de poluição difusa.
PALAVRAS-CHAVE: Clorofila-a; fósforo total; qualidade da água.

EUTROPHISATION IN THE SANTA MARIA DA VITÓRIA RIVER BASIN, ES, BRASIL

ABSTRACT: This article aims to evaluate the trophic state of the Rio Bonito and Suíça reservoirs, used for power generation, located in the Santa Maria da Vitória river basin, ES. For this, two models were used to evaluate the degree of trophy through chlorophyll-a and total phosphorus parameters from two reservoirs in the Santa Maria da Vitória River. Monitoring of the analyzed parameters took place on August, September and October 2019 at three points in

the Santa Maria da Vitória river. The results indicate a high degree of trophicity in one of the models, while the second trophic state index model classified two points as oligotrophic; however, at these points the chlorophyll-a trophic state index indicated high phytoplankton productivity, which may pose risks to human health due to the flowering of toxic cyanobacteria, make it difficult and expensive to treat water for human consumption. The main conclusion of this research is that there is a need to reduce the release of nutrient-rich effluents, such as phosphorus, from tributary rivers that flow into the Rio Bonito and Suíça reservoirs, and it is suggested to implement more treatment plants. efficient in nutrient removal and control of sources of diffuse pollution.
KEYWORDS: Chlorophyll-a; total phosphorus; water quality.

1 I INTRODUÇÃO

A eutrofização é o crescimento excessivo de plantas aquáticas devido ao aumento da concentração de nutrientes como o Nitrogênio (N) e o Fósforo (P) em ambientes aquáticos. De acordo com Ferreira, Cunha-Santino e Bianchini Junior (2015), os efeitos da eutrofização no ambiente aquático entre outros são: diminuição do oxigênio dissolvido (anoxia) causando a morte de organismos aeróbios; floração de algas, cianobactérias, concentração alta de matéria orgânica devido a morte da biomassa de produtores primários; efeitos sobre a saúde humana pela produção de cianotoxinas; redução da navegabilidade; restrição da pesca e atividades recreativas, alterações na composição de espécies aquáticas e da biodiversidade; aumento no custo do tratamento de água para consumo humano diminuição da transparência da água com decréscimo da penetração de radiação; mudanças amplas na variação de pH afetando a produção de energia hidroelétrica pela presença excessiva de macrófitas aquáticas.

Para avaliar o nível trófico em águas continentais, bem como monitorar a eutrofização em corpos hídricos, utiliza-se o Índice de Estado Trófico (IET), desenvolvido por Carlson (1977), que utiliza três parâmetros para o cálculo do IET: a clorofila-a, fósforo total e a transparência. Este índice modificado por Lamparelli (2004), utilizado pela Agência Nacional de Águas (ANA), tem por finalidade classificar corpos d’água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas.

Em estudo realizado por Cunha et al (2013), os autores propuseram um Índice de Estado Trófico para ambientes subtropicais, utilizando em sua pesquisa 18 reservatórios monitorados pela CETESB durante 14 anos (1996 a 2009) com frequência bimestral. Para a construção do índice, foram consideradas concentrações de fósforo total, clorofila-a e a transparência por meio do disco de Secchi, obtendo equações que foram substituídas na equação originalmente proposta por Carlson (1977).

Na bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória (BHRSMV), onde está contido os municípios Espírito-santenses: Santa Maria de Jetibá, Santa Leopoldina, Cariacica,

Serra e Vitória, esta capital do estado do Espírito Santo, possui dois reservatórios para aproveitamento hidrelétrico, a saber: PCH rio Bonito e PCH Suíça, bem como serve para captação de água para abastecimento humano realizado tanto à montante dos reservatórios Rio Bonito e Suíça como à jusante. Portanto, avaliações do estado trófico na BHRSMV são essenciais para tomadores de decisão possam definir estratégias para melhoria das condições da bacia.

Diante do exposto, o presente trabalho, teve como objetivo avaliar o estado trófico dos reservatórios Rio Bonito e Suíça, utilizados para geração de energia elétrica, localizados na bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória, a partir do Índice de Estado Trófico propostos por Lamparelli (2004) e Cunha *et al.* (2013).

2 | METODOLOGIA

2.1 Caracterização da área de estudo

Os reservatórios da Usina Hidrelétrica (UHE) de Suíça e da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) de Rio Bonito, localizam-se na bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitoria, no estado do Espírito Santo, Brasil, conforme Figura 1. A bacia compreende os municípios de Santa Leopoldina, Santa Maria de Jetibá, e partes dos municípios de Cariacica, Serra, Vitória e Viana (CSMJ, 1997a), sua área de drenagem é de aproximadamente 1800 km^2, com altitudes variando de 0 e 1300 m. O uso de seu solo é caracterizado por culturas agrícolas, atividade avícola, áreas de floresta natural, áreas alagáveis de várzea, núcleos urbanos, afloramentos rochosos e floresta de manguezal (BORGES, 2009, apud ARAÚJO, 2016, p. 55). O clima predominante na bacia é tropical úmido com estação chuvosa no verão e seco no inverno (CSMJ, 1997b).
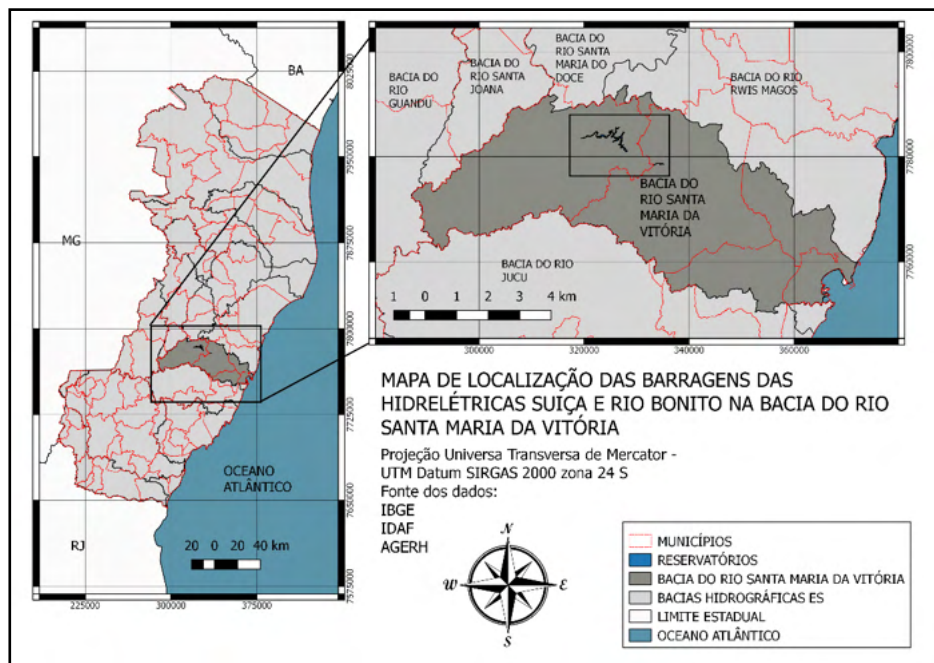
FIGURA 1: Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória e dos reservatórios Rio Bonito e Suíça.

Fonte: Autoria própria.

2.2 Pontos de amostragem

As coletas das amostras foram realizadas em três pontos distintos às margens dos reservatórios, sendo os pontos P1 e P2 na PCH de Rio Bonito e o ponto P3 na UHE de Suíça, o monitoramento foi realizado em três campanhas, sendo uma campanha a cada mês, nos meses de agosto, setembro e outubro de 2019. A localização foi realizada com auxílio de aparelho GPS.

O ponto P1 localiza-se à montante do reservatório PCH Rio Bonito, tem como característica mata ciliar preservada em uma das margens e na outra margem uma estrada vicinal, uma fábrica de rações animais e atividades avícolas no trecho a montante do referido ponto, o ponto P2 localiza-se no interior da PCH Rio Bonito e tem como característica mata ciliar em seu entorno e uma estrada vicinal nas proximidades, e o ponto P3 localiza-se a montante da casa de força da usina do reservatório Suíça, e próximo à rodovia estadual ES 264. As coordenadas geográficas dos pontos monitorados e os pontos de coleta das amostras estão ilustrados na Figura 2.
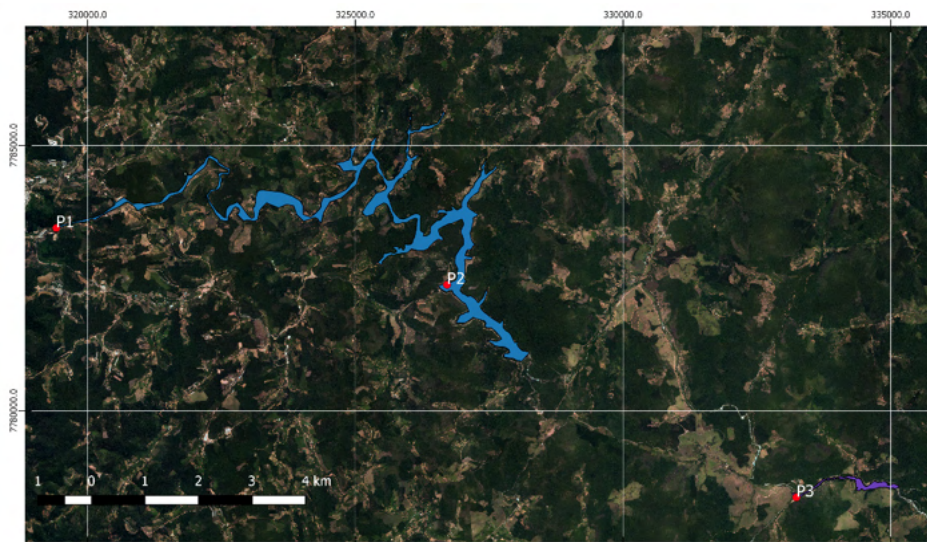
FIGURA 2: Localização e coordenadas dos pontos de coleta das amostras, P1 e P2, PCH Rio Bonito, P3 UEH Suíça.

Fonte: Autoria própria.

2.3 Monitoramento

Para a obtenção de dados das amostras foram feitas as análises dos seguintes parâmetros: Clorofila-a, fósforo total e turbidez, sendo que s dois primeiros foram analisados em laboratório contratado, a turbidez foi determinada no laboratório de Ciências Ambientais do Instituto de Ensino Superior da Região Serrana (IERS), sendo os resultados apresentado na Tabela 1. As amostras de clorofila-a foram coletadas na superfície em frascos de vidro âmbar cujo volume de cada frasco foi 1000 ml e determinada pelo método da *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater SM 10200 H.* Quanto as amostras *de* fósforo total, foram coletadas em frascos de polietileno preservados com ácido sulfúrico, cujo volume de cada frasco foi de 500 ml e, para usa determinação, foi utilizado o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater SM 4500 P B/E*. Os frascos para ambos parâmetros foram acondicionados em caixa de isopor com gelo e enviadas no mesmo dia, ao laboratório contratado. Já as amostras de turbidez foram coletadas em recipientes de polietileno cujo volume de cada frasco foi de 300 ml, os frascos foram acondicionados em caixa térmica com gelo até a chegada ao laboratório de Ciências Ambientais para a determinação da turbidez, sendo realizada através de um turbidímetro *DLT WV*.

Campanha 1 – 12 de agosto de 2019		
Ponto 1		
Parâmetros	Unidades	Padrão
Clorofila a	$ug.l^{-1}$	4,6
Fósforo Total	$ug.l^{-1}$	73
Turbidez	*UNT*	10,5
Ponto 2		
Clorofila a	$ug.l^{-1}$	1,6
Fósforo Total	$ug.l^{-1}$	15
Turbidez	*UNT*	1,3
Ponto 3		
Clorofila a	$ug.l^{-1}$	1,6
Fósforo Total	$ug.l^{-1}$	15
Turbidez	*UNT*	1,15
Campanha 2 – 19 de setembro de 2019		
Ponto 1		
Parâmetros	Unidades	Padrão
Clorofila a	$ug.l^{-1}$	6,0
Fósforo Total	$ug.l^{-1}$	440
Turbidez	*UNT*	7,4
Ponto 2		
Clorofila a	$ug.l^{-1}$	6,0
Fósforo Total	$ug.l^{-1}$	15
Turbidez	*UNT*	5,6
Ponto 3		
Clorofila a	$ug.l^{-1}$	6,0
Fósforo Total	$ug.l^{-1}$	15
Turbidez	*UNT*	3,9
Campanha 3 – 15 de outubro de 2019		
Ponto 1		
Parâmetros	Unidades	Padrão
Clorofila a	$ug.l^{-1}$	6,0
Fósforo Total	$ug.l^{-1}$	199
Turbidez	*UNT*	7,26
Ponto 2		
Clorofila a	$ug.l^{-1}$	6,0
Fósforo Total	$ug.l^{-1}$	15
Turbidez	*UNT*	6,82
Ponto 3		
Clorofila a	$ug.l^{-1}$	6,0

Fósforo Total	$ug.l^{-1}$	15
Turbidez	*UNT*	2,68

TABELA 1: Resultados das análises laboratoriais das amostras de clorofila-a, fósforo total e turbidez.

Fonte: Do autor, 2019.

2.4 Determinação do índice de estado trófico (IET)

A partir dos dados de clorofila-a e fósforo total foram calculados o IET modificado por Lamparelli (2004) e pelo modelo proposto por Cunha *et al.* (2013). As equações sugeridas para o IET segundo Lamparelli (2004), apresentam-se nas equações 1, 2 e 3 a seguir.

$$IET\ (PT) = 10 \cdot [\left(6 - \left(1{,}77 - 0{,}42 \cdot \left(\frac{\ln PT}{\ln 2}\right)\right)\right)] \qquad Equação\ 1$$

Em que: *PT*: fósforo total expresso em microgramas por litro $ug.l^{-1}$; ln é o logaritmo natural.

$$IET\ (Cla) = 10 \cdot \left(6 - \left(0{,}92 - 0{,}34 \cdot \left(\frac{\ln Cla}{\ln 2}\right)\right)\right) \qquad Equação\ 2$$

Em que: *Cla* é a clorofila-a expressa em microgramas por litro $ug.l^{-1}$; ln é o logaritmo natural.

$$IET = \left[\frac{IET\ (PT) + IET\ (Cla)}{2}\right] \qquad Equação\ 3$$

Sendo: IET é a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila-a. Com os valores obtidos nas equações 1, 2 e 3, classificou-se o IET para ambientes lênticos, a partir da Tabela 2.

Categoria de estado trófico	Ponderação	Fósforo total $ug.l^{-1}$	Clorofila-a $ug.l^{-1}$
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	P ≤ 8	8 Cla ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	8 < P ≤ 19	1,17 < Cla ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	19 < P ≤ 52	3,24 < Cla ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	52 < P ≤ 120	11,03 < Cla ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	120 < P ≤ 233	30,55 < Cla ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET> 67	233 < P	69,05 < Cla

TABELA 2: Classificação segundo IET modificado por Lamparelli (2004) para reservatórios.

Fonte: Lamparelli, (2004 p. 166).

Cunha (2012), realizou regressão linear para estimar correlações entre os dados pareados “fósforo e clorofila-a” e “clorofila-a e profundidade de Secchi”, obtendo equações que foram substituídas na equação originalmente proposta por Carlson (1977). As equações 4 e 5, sugeridas para os cálculos do índice de estado trófico através da clorofila-a e fósforo total apresentam-se a seguir.

$$IET_{rs}\,(PT) = 10 \cdot \left[\left(6 - \frac{-0.27637\,ln\,PT + 1.329766}{ln\,2}\right)\right] \qquad Equação\ 4$$

Sendo que: *PT*: fósforo total expresso em microgramas por litro $ug.l^{-1}$;

$$IET_{rs}\,(Cla) = 10 \cdot \left[\left(6 - \frac{-0.2512\,ln\,cl + 0.842257}{ln\,2}\right)\right] \qquad Equação\ 5$$

Em que: *Cla* é a clorofila-a expressa em microgramas por litro $ug.l^{-1}$; O IET médio é calculado conforme a equação 3.

Para classificar os reservatórios, considerando os parâmetros de fósforo total e clorofila-a, Cunha *et al* (2013) propôs uma nova classificação trófica para reservatórios subtropicais, Tabela 3.

Categoria estado trófico	Ponderação	Fósforo total $ug.l^{-1}$	Clorofila-a $ug.l^{-1}$
Ultraoligotrófico	IET ≤ 51,1	P ≤ 15,9	Cla ≤ 2
Oligotrófico	52,2 < IET ≤ 53,1	16 < P ≤ 23,8	2,1 < Cla ≤ 3,9
Mesotrófico	53,2< IET ≤ 55,7	23,9 < P ≤ 36,7	4 < Cla ≤ 10
Eutrófico	55,8 < IET ≤ 58,1	36,8 < P ≤ 63,7	10,1 < Cla ≤ 20,2
Supereutrófico	58,2 < IET ≤ 59	63,8 < P ≤ 77,6	20,3 < Cla ≤ 27,1
Hipereutrófico	IET> 59,1	P ≥ 77,1	Cla ≥ 27,2

TABELA 3: Classificação segundo IET proposto por Cunha *et al.* (2013).

Fonte: Cunha *et al.* (2013) apud Araújo (2016, p. 52).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 4 demonstra os resultados do IET conforme as equações desenvolvidas para o cálculo do IET por Lamparelli (2004). A classificação eutrófica segundo Lamparelli (2004) encontra-se em graus elevados de trofia, sendo classificado entre supereutrófico e hipereutrófico no ponto 1 durante as três campanhas realizadas, no ponto 2 a classificação do IET, variou entre mesotrófico, eutrófico, no ponto 3 o IET variou de mesotrófico a eutrófico.

O ponto 1 tem por característica receber um rio tributário que passa pela região

mais densamente povoada do município de Santa Maria de Jetibá. Segundo Silva (2018), despejos de esgoto, matéria orgânica e inorgânica elevam a turbidez, influenciam nos resultados de outras variáveis, isto implica numa elevada carga orgânica, há ainda pouca diluição de nutrientes devido ao baixo nível do reservatório, isto reflete o alto valor de fósforo total encontrado. Para Acari (2018), fatores como os mencionados anteriormente, aliados ao regime climático, hidrometeorológico e características físicas do terreno, podem configurar riscos de elevado grau de trofia do reservatório.

Ponto 1	IET (PT)	Classificação	IET (Cla)	Classificação	IET Médio	Classificação
Campanha 1	68,2	Hipereutrófico	58,2	Supereutrófico	63,2	Supereutrófico
Campanha 2	79,2	Hipereutrófico	59,5	Supereutrófico	69,3	Hipereutrófico
Campanha 3	74,3	Hipereutrófico	59,5	Supereutrófico	66,7	Supereutrófico
Ponto 2	**IET (PT)**	**Classificação**	**IET (Cla)**	**Classificação**	**IET Médio**	**Classificação**
Campanha 1	58,7	Mesotrófico	53	Mesotrófico	55,8	Mesotrófico
Campanha 2	58,7	Mesotrófico	59,5	Supereutrófico	59,1	Eutrófico
Campanha 3	58,7	Mesotrófico	59,5	Supereutrófico	59,1	Eutrófico
Ponto 3	**IET (PT)**	**Classificação**	**IET (Cla)**	**Classificação**	**IET Médio**	**Classificação**
Campanha 1	58,7	Mesotrófico	53	Mesotrófico	55,8	Mesotrófico
Campanha 2	65	Mesotrófico	59,5	Supereutrófico	62,2	Eutrófico
Campanha 3	58,7	Mesotrófico	59,5	Supereutrófico	59,1	Eutrófico

TABELA 4: Cálculo do IET modificado por Lamparelli (2004).

Fonte: Próprio autor.

De acordo com Lima (2018), que realizou um estudo sobre eutrofização no Lago do Gambá, MG, encontrou valores dos parâmetros, de clorofila-a e fósforo total acima dos permitidos pela legislação, verificou que níveis elevados de fósforo total e clorofila-a classificaram o Lago do Gambá como hipereutrófico, corroborando com os resultados deste estudo que no ponto 1 segundo o IET calculado pelo método de Lamparelli (2004), a alta concentração de fósforo classificou o reservatório como supereutrófico e hipereutófico, evidenciando o processo de eutrofização.

Segundo o estudo de Santos, Zarzar e Sousa (2018), na estação de seca as

concentrações de fósforo total e clorofila-a tendem a classificar os corpos d'água em graus de trofia mais elevados, assim, este estudo realizado nos meses de agosto, setembro e outubro, que são os meses mais secos do ano, evidenciam menor diluição das concentrações de fósforo total no ponto 1, e valores menores nos pontos 2 e 3 no interior dos reservatórios.

Na Tabela 5 estão os valores de IET segundo Cunha *et al.* (2013), em que o menor IET e maior valor de IET foi de 50,2 e de 58,6 sendo classificado como ultraoligotrófico e supereutrófico, respectivamente. Os resultados obtidos demonstram que houve variação de classificação do IET apenas no ponto 1, sendo que nos outros pontos a classificação se manteve estável.

Ponto 1	IET (PT)	Classificação	IET (Cla)	Classificação	IET Médio	Classificação
Campanha 1	52,6	Eutrófico	51,6	Hipereutrófico	52,1	Oligotrófico
Campanha 2	65	Supereutrofico	52,3	Hipereutrófico	58,6	Supereutrófico
Campanha 3	55,4	Eutrófico	52,3	Hipereutrófico	53,8	Mesotrófico
Ponto 2	**IET (PT)**	**Classificação**	**IET (Cla)**	**Classificação**	**IET Médio**	**Classificação**
Campanha 1	51,6	Ultraolgotrófico	49,5	Hipereutrófico	50,5	Ultraoligotrófico
Campanha 2	48,2	Ultraoligotrófico	52,3	Hipereutrófico	50,2	Ultraoligotrófico
Campanha 3	48,2	Ultraolgotrófico	52,3	Hipereutrófico	50,2	Ultraoligotrófico
Ponto 3	**IET (PT)**	**Classificação**	**IET (Cla)**	**Classificação**	**IET Médio**	**Classificação**
Campanha 1	51,6	Ultraolgotrófico	49,5	Hipereutrófico	50,5	Ultraoligotrófico
Campanha 2	48,2	Ultraoligotrófico	52,3	Hipereutrófico	50,2	Ultraoligotrófico
Campanha 3	48,2	Ultraolgotrófico	52,3	Hipereutrófico	50,2	Ultraoligotrófico

TABELA 5: Cálculo do IET modificado por Cunha *et al.* (2013)

Fonte: Próprio autor.

O modelo proposto por Cunha *et al.* (2013), para reservatório de clima subtropical se mostrou mais tênue nos pontos 2 e 3, quando comparado ao modelo proposto por Lamparelli (2004), isto se deve aos métodos de cálculo propostos por cada autor, conforme Figura 3.

De acordo com o estudo de Lamparelli (2004), para se avaliar o grau de limitação da produtividade do fitoplâncton, são comparadas as classificações obtidas entre o IET da clorofila-a e o IET do fósforo total. Quando os dois índices classificam os ambientes na mesma classe trófica, o grau de limitação é considerado "normal". Quando a classificação através do índice do fósforo total classifica o ambiente em classe superior à obtida através das concentrações de clorofila-a, indica que há algum fator limitante que reduz a produtividade das algas, o grau de limitação é considerado "alto". Já, quando as

concentrações de clorofila a resultam em uma classificação superior à obtida pelo IET do fósforo total, o grau de limitação é considerado “baixo”, existindo condições favoráveis para a produtividade primária, considerando os nutrientes disponíveis.

Nos resultados do modelo proposto por Lamparelli (2004), no ponto 1 constatou-se que o IET do fósforo total foi superior em todas as campanhas, em relação a clorofila-a, indicando algum fator limitante, que reduz a produtividade algal, nos pontos 2 e 3 na primeira campanha o IET do fósforo total foi igual ao IET da clorofila-a, indicando condição normal na produtividade de fitoplâncton, mas na segunda e terceira campanha o valor de IET da clorofila-a foi superior ao IET de fósforo total indicando baixo grau de limitação para produtividade de fitoplâncton.

O modelo proposto por Cunha *et al.* (2013), em todas as campanhas nos três pontos de monitoramento, o IET da clorofila-a foi superior ao IET do fósforo total, indicando alta produtividade de fitoplâncton, ocorre pelo fato do modelo ser mais restritivo em relação a clorofila-a.
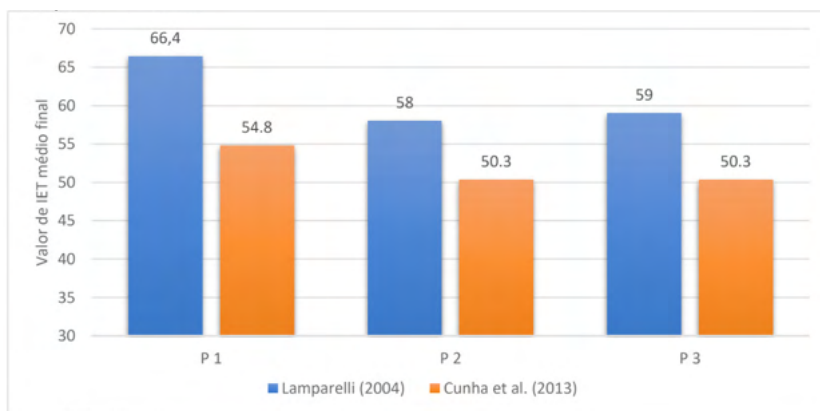
FIGURA 3: Classificação do IET médio final, de Lamparelli (2004) e Cunha *et al.* (2013), para os parâmetros de fósforo total e clorofila-a, somando-se os resultados das três campanhas para cada ponto monitorado.

Fonte: Próprio autor.

A classificação do IET médio das três campanhas para cada ponto segundo Lamparelli (2004), classificou o ponto 1 como supereutrófico, o ponto 2 foi classificado com mesotrófico e o ponto 3 eutrófico. A classificação segundo Cunha *et al.* (2013), o ponto 1 classificou-se como mesotrófico, o ponto 2 foi classificado como ultraoligotrófico e ponto 3 como ultraoligotrófico.

Ao verificar-se elevada produtividade de fitoplâncton nesse reservatórios, há maior possibilidade de florações de organismos tóxicos, como cianobactérias, segundo Duarte (2011), pode-se considerar danos no sistema de tratamento de água para abastecimento

público, pois reduz a eficiência, e aumenta a complexidade do tratamento da água, o fitoplâncton causa danos ao sistema de tratamento de água, como a diminuição da sedimentação e decantação de flocos e a obstrução ou passagens de microrganismos pequenos nos filtros de areia.

Tais condições de trofia como encontrados nos reservatórios de Rio Bonito e Suíça podem causar impacto no sistema de tratamento da água para consumo humano, principalmente se considerado a possibilidade da alta concentração de fitoplâncton, de acordo com Medeiros (2019), há a necessidade do aumento de usos de produtos químicos na desinfecção da água durante etapas de tratamento para abastecimento humano, os agentes químicos resultantes desta etapa no tratamento de água são chamados de subprodutos da desinfecção (SPD), os métodos atuais de tratamento são capazes de remover efetivamente células de cianobactérias intactas e a maioria das toxinas intracelulares, porém as toxinas ficam dissolvidas em água tratada, por meio de lise celular.

4 I CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo mostram que os reservatórios de Rio Bonito e Suíça apresentaram elevado grau de trofia, verificou-se que no ponto 1 há uma significativa carga de fósforo, observou-se diferenças na classificação final de IET médio entre os modelos utilizados, pois classes escolhidas pelos diferentes modelos variaram para um mesmo ponto em uma mesma campanha, se comparados com estudos anteriores os reservatórios encontram-se num grau de trofia mais elevado.

REFERÊNCIAS

ACARI, Amanda de Liz. **Avaliação de vulnerabilidade à eutrofização do reservatório da usina hidrelétrica Itá – RS/SC.** Trabalho de conclusão de curso (graduação em engenharia sanitária e ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/195591>. Acesso em 12 nov. 2019.

AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS **(AGEHR).** Disponível em: https://agerh.es.gov.br/. Acesso em: 08 de abr. 2019.

ARAÚJO, D. R. **Eutrofização em reservatórios – estudo de caso:** reservatórios de Rio Bonito e Suíça (ES). Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental, na área de Concentração de Recursos Hídricos) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016. Disponível em: <http://repositorio.ufes.br>. Acesso em: 12 abr. 2019.

BRASIL. **Resolução do CONAMA nº 357, 17 de março de 2005**. Dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, em como estabelece as condições e padrões de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 2005. Disponível em:<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 23 abr. 2019.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes**. Limnology and Oceanography** v. 22, n. 2, p. 361- 369. 1977. Disponível em: https://www.nrc.gov. Acesso em: 14 jul. 2019.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **IET - Índice de Estado Trófico**. 2013. Disponível em: http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br . Acesso em: 07 abr. 2019.

CSMJ. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitoria e Jucu. Diagnóstico Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucú. 1995. In: **Volume I - Ecossistemas aquáticos interiores e recursos hídricos**. Rio de Janeiro, Habtec Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997a.

CSMJ. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitoria e Jucú. Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitoria e Jucú. 1995. In: **Volume II - Clima, Geologia, Relevo e Solos.** Rio de Janeiro,Habtec Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997b.

CUNHA, D. G. F. **Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga: uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da Bacia do Rio Sorocaba (SP)**. 2012. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2012. Disponível em: http://www.teses.usp.br. Acesso em: 02 jun. 2019.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. do C.; LAMPARELLI, Marta Condé. Um índice de estado trófico para reservatórios tropicais / subtropicais (TSI tsr). **Engenharia Ecológica**. V. 60 (2013) p.126–134. São Paulo, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>. Acesso em: 02 jun. 2019.

DUARTE, M. A. C. **Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através de pré e interoxidação, adsorção em carvão ativado e dupla filtração.** Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2011. Disponível em: <http://www.teses.usp.br>. Acesso em: 06 abr. 2019.

FERREIRA, C. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Eutrofização: aspectos conceituais, usos da água e diretrizes para a gestão ambiental. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aquidabã, v.6, n.1, p.65-77, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.6008/SPC21796858.2015.001.0006>. Acesso em: 26 ago. 2019

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado São Paulo:** Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos), Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2004. Disponível em: <http://www.teses.usp.br>. Acesso em: 09 mar. 2019.

LIMA, Bruno Aparecido de Almeida; LIBÓRIO, Matheus Pereira; HADAD, Renato Moreira. Análise espaço-temporal do crescimento de macrófitas e sua aplicação no monitoramento da qualidade da água. **Ra'e Ga.** Curitiba, PR, v.45, n. 1. p. 45 -57, Dez/2018. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br>. Acesso em: 19 mar. 2019.

MEDEIROS, L. C. **Avaliação do risco à saúde humana pela exposição aos subprodutos da cloração da água do sistema de abastecimento público**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento. Natal, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/27089>. Acesso em: 18 nov. 2019.

SANTOS, P. R. B.; ZARZAR, C. A.; SOUSA, K. N. S. Avaliação do estado trófico atual do reservatório da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una, a mais antiga represa construída na Amazônia Central. **Biota Amazônia**. Macapá, AP, v. 8, n. 4, p. 45-48, 2018. Disponível em: http://periodicos.unifap.br/index.php/biota. Acesso em: 10 abr, 2019.

SILVA, T. T. **Estudo sobre as variáveis responsáveis pela eutrofização das águas dos reservatórios do semiárido cearense**. 2018. 51 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/35613>. Acesso em 11 nov. 2019.

CAPÍTULO 5

DIAGNÓSTICO DEL MANEJO DEL RECURSO HÍDRICO CON PERSPECTIVA DE GÉNERO EN COMUNIDADES MAYAS DE MÉXICO

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 15/12/2021

Delghi Yudire Ruiz Patrón
Tecnológico Nacional de México campus Valladolid/México
ORCID: 0000-0001-8864-7615

Cindy Vianely Cetina Aguilar
Tecnológico Nacional de México campus Valladolid/México
ORCID:0000-0002-7292-067X

Jesús Antonio Santos Tejero
Tecnológico Nacional de México campus Valladolid/México
ORCID:0000-0002-9482-8225

José Efraín Ramírez Benítez
Facultad de Ciencias Químico Biológicas de la Universidad Autónoma de Campeche/México
ORCID: 0000-0001-6600-5865

RESUMEN: Esta investigación permite diagnosticar el manejo del recurso hídrico a través de la perspectiva de género en ecosistemas lénticos de las comunidades mayas de Punta Laguna y Campamento Hidalgo y Cortez ubicados en la zona oriente de la península de Yucatán, identificando el papel de las mujeres y los hombres en el uso, acceso protección y conservación del agua**.** La problemática detectada es que las mujeres son las que enfrentan cotidianamente la carencia y los obstáculos para acceder al agua potable, y quienes resuelven esta necesidad familiar, puesto que está estrechamente vinculada con el trabajo cotidiano que se le asigna al interior de los hogares. Implementar proyectos donde las mujeres formen parte de la toma de decisiones en el manejo del agua ayuda a un mejor uso del recurso hídrico. La metodología utilizada está basada en el trabajo participativo de la sociedad, aplicada a un representante por vivienda por el método de agrupamiento con interpretación de los instrumentos en español y maya, se contó con el apoyo del municipio y de los comisarios municipales. Con los resultados obtenidos se observa lo importante que es trabajar con la población para resaltar el valor de las mujeres en la comunidad para que sea parte de la toma de decisiones derivado a que los hombres valoran más la importancia de la mujer en la administración del recurso hídrico que ellas mismas.
PALABRAS CLAVE: Gestión hídrica, perspectiva de género, agua, vulnerabilidad.

DIAGNÓSTICO DA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS COM UMA PERSPECTIVA DE GÊNERO NAS COMUNIDADES MAIAS DO MÉXICO

RESUMO: Esta pesquisa permite diagnosticar a gestão dos recursos hídricos a partir de uma perspectiva de gênero em ecossistemas lênticos das comunidades maias de Punta Laguna e Campamento Hidalgo y Cortez localizadas na parte oriental da península de Yucatán, identificando o papel de mulheres e homens., acesso, proteção e conservação da água. O problema detectado é que são as mulheres que

diariamente enfrentam a falta e os obstáculos de acesso à água potável, e que resolvem essa necessidade familiar, pois está intimamente ligada ao cotidiano de trabalho que lhes é atribuído dentro de casa. Implementar projetos em que as mulheres participam da tomada de decisões na gestão da água ajuda a fazer um melhor uso dos recursos hídricos. A metodologia utilizada baseia-se no trabalho participativo da sociedade, aplicado a um representante por habitação pelo método de agrupamento com interpretação dos instrumentos em espanhol e maia, com o apoio do município e dos comissários municipais. Com os resultados obtidos, observa-se a importância de trabalhar com a população para destacar a valorização da mulher na comunidade para que faça parte da tomada de decisões derivada do fato de os homens valorizarem mais a importância da mulher na gestão. do recurso hídrico do que eles próprios.
PALAVRAS-CHAVE: Gestão da água, perspectiva de gênero, vulnerabilidade**.**

DIAGNOSIS OF WATER RESOURCE MANAGEMENT WITH A GENDER PERSPECTIVE IN MAYAN COMMUNITIES OF MEXICO

ABSTRACT: This research allows diagnosing the management of water resources through a gender perspective in lentic ecosystems of the Mayan communities of Punta Laguna and Campamento Hidalgo y Cortez located in the eastern part of the Yucatan peninsula, identifying the role of women and men. men in the use, access, protection and conservation of water. The problem detected is that women are the ones who daily face the lack and obstacles to access drinking water, and who solve this family need, since it is closely linked to the daily work assigned to them inside the homes. Implementing projects where women are part of decision-making in water management helps better use of water resources. The methodology used is based on the participatory work of the society, applied to one representative per dwelling by the grouping method with interpretation of the instruments in Spanish and Mayan, with the support of the municipality and the municipal commissioners. With the results obtained, it is observed how important it is to work with the population to highlight the value of women in the community so that it is part of decision-making derived from the fact that men value more the importance of women in the administration of the resource water than themselves.
KEYWORDS: Water management, gender perspective, vulnerability.

INTRODUCCIÓN

Las actividades que realiza el ser humano para satisfacer sus necesidades, los avances tecnológicos y el desarrollo turístico han provocado un alto nivel de explotación de los recursos naturales y consecuencia de ellos el desequilibrio del medio ambiente.

Los recursos hídricos son de mayor importancia a nivel global, ya que conllevan a realizar diversas actividades tales como la producción de alimentos, transformación de materias primas, de energías en las diversas industrias, la cría de animales, para uso recreativo entre otras actividades.

Siendo considerado los recursos hídricos como un “bien social” y junto con las actividades relacionadas de los servicios de agua, apoyan los tres aspectos que son importantes como es lo económico, social y ambiental para el desarrollo sostenible (ISO

24510 [2007]).

Según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), menciona que existe alrededor de 14 millones de kilómetros cúbicos de agua, pero el 2.5 % corresponde al agua dulce, de tal manera que lo conforman ríos, lagos, lagunas, glaciares y acuíferos (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, SEMARNAT], 2012).

La contaminación puede definirse como el vertimiento de sustancias en el medio ambiente a niveles que provocan la deficiencia y la pérdida del uso benéfico de un recurso natural o la degradación de la salud hacia los seres humanos, la vida silvestre o ecosistémico (Mihelcic & Zimmerman, 2011, pág. 310).

Son considerados como macro contaminantes el nitrógeno, fósforo, materia orgánica y sólidos suspendidos que se descargan en cuerpos de agua (Mihelcic & Zimmerman, 2011, pág. 310).

Entre las principales actividades que contaminan los cuerpos de agua a nivel mundial está la producción agrícola, provoca que sea más rápida la filtración de sustancias peligrosas, perjudicando a especies animales y vegetales que se encuentren cerca. Usualmente se utilizan diversos plaguicidas, que se filtran en la tierra y dañan los mantos acuíferos (Survey, 2017).

Los fertilizantes estimulan el crecimiento de ciertas algas que opacan al agua, impidiendo el paso de la luz solar y disminuyendo el oxígeno disuelto, así desaparecen muchos organismos sensibles a bajos niveles de oxígeno.

Otra de las problemáticas que presenta en la afectación de la calidad de las aguas superficiales es el aumento de materia orgánica. La mayor parte de la materia orgánica que se encuentra en las aguas superficiales, son partícipes de la contaminación ya que estos son producidos por los desechos o desperdicios como son los alimentos, descomposición de especies animales, vegetales o de microorganismos, así mismo del mayor parte de las descargar de aguas residuales de tipo industrial y doméstico (Fondo para la comunicación y la educación ambiental A.C., 2007).

La problemática que representa la contaminación por materia orgánica en las aguas superficiales, es la elevación del oxígeno disuelto, al tener niveles superiores de oxígeno, los organismos que habitan en los recursos hídricos, como son peces, organismos macroinvertebrados o bacterias aeróbicas, empezarán a presentar signos de estrés, provocando eventualmente la muerte y pérdida de diversidad, lo que compromete el estado ecológico de los cuerpos de agua.

En América Latina, se han desarrollado varias metodologías para involucrar activamente y con poder de decisión a las mujeres en los proyectos de agua, como un modo de asegurar su sostenibilidad, es decir su continuidad y mantenimiento (Whitaker, 1992; INSTRAW, 1994).

El mundo se encuentra ante una crisis cada vez más grave por el agua, que afecta el bienestar de millones de personas más pobres del mundo. El rápido crecimiento

demográfico, la urbanización, la intensificación agrícola y el cambio climático son los factores que contribuyen a una mayor competencia y escasez de recursos hídricos. A pesar del masivo aumento de los servicios de abastecimiento de agua y de las nuevas soluciones técnicas sostenibles y de bajo costo para muchos aspectos del suministro hídrico, millones de personas sufren todavía enfermedades relacionadas con el agua y con las cargas físicas, sociales y económicas asociadas a la escasez. La mayor participación de la mujer y la adopción de enfoques que tengan en cuenta las cuestiones de género se consideran cada vez más una condición necesaria para hacer frente a este problema mundial mejorando la gestión de estos recursos (Sandys, 2005).

El género se refiere a los conceptos sociales de las funciones, comportamientos, actividades y atributos que cada sociedad considera apropiados para los hombres y las mujeres. Las diferentes funciones y comportamientos pueden generar desigualdades de género, es decir, diferencias entre los hombres y las mujeres que favorecen sistemáticamente a uno de los dos grupos. A su vez, esas desigualdades pueden crear inequidades entre los hombres y las mujeres con respecto tanto a su estado de salud como a su acceso a la atención sanitaria (OMS, 2020).

En América Latina, se han desarrollado varias metodologías para involucrar activamente y con poder de decisión a las mujeres en los proyectos de agua, como un modo de asegurar su sostenibilidad, es decir su continuidad y mantenimiento (Whitaker, 1992; INSTRAW, 1994).

De acuerdo con la Ley General para la Igualdad entre Mujeres y Hombres (2006), la perspectiva de género se refiere a la metodología y los mecanismos que permiten identificar, cuestionar y valorar la discriminación, desigualdad y exclusión de las mujeres, que se pretende justificar con base en las diferencias biológicas entre mujeres y hombres, así como las acciones que deben emprenderse para actuar sobre los factores de género y crear las condiciones de cambio que permitan avanzar en la construcción de la igualdad de género.

La participación de las mujeres en las gestiones del agua permite que ellas adquieran nuevos conocimientos prácticos, además los roles tradicionales que desempeñan las mujeres en la gestión de los recursos hídricos les han permitido desarrollar un conocimiento que debe ser incluido tanto en la planificación como en las acciones prácticas, porque las destrezas y el conocimiento de las mujeres son cruciales para una gestión del agua eficiente y efectiva (Carpio, Campos & Bibiano, 2015).

El acceso al agua potable está mediatizado por variables como el estrato social, se produce un impacto diferencial de este problema sobre mujeres y varones. Este hecho cobra sentido al analizar el grado de exposición a riesgos ambientales, las posibilidades de resistencia a los mismos y los costos que conllevan, derivados de la mayor o menor vulnerabilidad biológica y social que tienen las personas. Asimismo, las diferentes posiciones de las mujeres en la sociedad y la relación que poseen con los varones de su

núcleo familiar determinan las prácticas de acceso, propiedad, control, uso y manejo de recursos ambientales y servicios como los del agua.

A nivel de los usuarios son las mujeres pobres son las que enfrentan cotidianamente la carencia y los obstáculos para acceder al agua potable, y quienes resuelven esta necesidad familiar, puesto que está estrechamente vinculada con el trabajo cotidiano que se le asigna al interior de los hogares. El agua es vital para preparar alimentos, lavar la ropa, asear la vivienda, la higiene familiar, la producción de alimentos y muchas veces para actividades de generación de ingresos (CEPAL, 2003).

El enfoque de este estudio es incorporar la perspectiva de género al trabajar con mujeres mayas de la zona a estudiar (cuerpos lagunares en el oriente de Yucatán). Según la UNESCO (2017) el hablar de recursos hídricos conlleva a problemas de género. Las mujeres desempeñan roles clave en el aprovisionamiento, gestión y salvaguarda del agua. Las actividades realizadas en este proyecto estuvieron dirigidas a involucrar a las mujeres en la toma de decisiones sobre la gestión del agua, así como para dar opiniones sobre su uso y cuidados.

En este proyecto el objetivo fue diagnosticar el manejo del recurso hídrico a través de la perspectiva de género en ecosistemas lénticos de las comunidades mayas de Punta Laguna y Campamento Hidalgo y Cortez ubicados en la zona oriente de la península de Yucatán, para identificar el papel de las mujeres y los hombres en el uso, acceso protección y conservación del agua.

METODOLOGÍA

Se desarrolló una investigación aplicada, de enfoque cualitativo que permite explicar de manera subjetiva el desarrollo de las actividades que realizan los habitantes de la comunidad con respecto al manejo del recurso hídrico.

Las comunidades estudiadas se encuentran en las cercanías del Área de Protegida de Flora y Fauna (APFF) “Otoch Ma’ax Yetel Kooh”, situada al noreste de la península de Yucatán:

- Punta Laguna (N 20° 38’ 42.478’’, O 87° 37’ 55.799’’), la cual, a 20 km al norte de la zona arqueológica de Cobá, Yucatán
- Campamento Hidalgo y Cortez (N 20° 35’ 47.822’’, O 87° 40’ 9.761’’), localizada a 13.54 Km al norte de de la zona arqueológica de Cobá, Yucatán

Por su ubicación geográfica, el APFF se sitúa dentro de los límites del estado de Quintana Roo, pero administrativamente pertenece al ejido de Valladolid, en el estado de Yucatán.

El tipo de vegetación es selva mediana subperenifolia no perturbada, de 30 a 50 años de regeneración, y vegetación secundaria en diferentes fases de recuperación, pastizal inundable y selva baja inundable (Ramos-Fernández et al., 2004).

Caracterización del área

La comunidad de Punta Laguna se encuentra dentro del APFF “Otoch Ma’ax Yetel Kooh” su principal atracción es el avistamiento del mono araña, cuenta con dos cuerpos lagunares catalogados como la fuente de agua más importante para las actividades ecoturísticas de la reserva, así como el ingreso económico, cuenta con 159 habitantes (90 hombres y 69 mujeres) distribuidos en 31 viviendas, se encuentra identificada con un grado de marginación muy alto y rezago social alto (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2020).

Campamento Hidalgo y Cortez está situada en el municipio de Solidaridad en el Estado de Quintana Roo, se encuentra a 28.8 kilómetros (en dirección al Este), está a 20 metros de altitud, es una localidad compuesta por 106 habitantes 58 mujeres y 48 hombres y 30 viviendas, el grado de rezago social es alto y el de marginación es muy alto (INEGI, 2020). Esta pequeña comunidad maya dedicada al desarrollo de artículos artesanales siendo esta la principal fuente de ingresos de los habitantes de dicha zona, por la presencia de turismo activo. Debido a la existencia de cuerpos de agua (lagunas y cenotes) los cuales llaman la atención de visitantes nacionales e internacionales que proporcionan una derrama económica considerable.

En ambas comunidades el recurso hídrico tiene gran relevancia, lo que hace importante que los locatarios estén enterados de la situación de su principal abastecimiento de agua para conservarlos.

En la Figura 1, se presenta la ubicación geográfica de las comunidades mayas estudiadas.
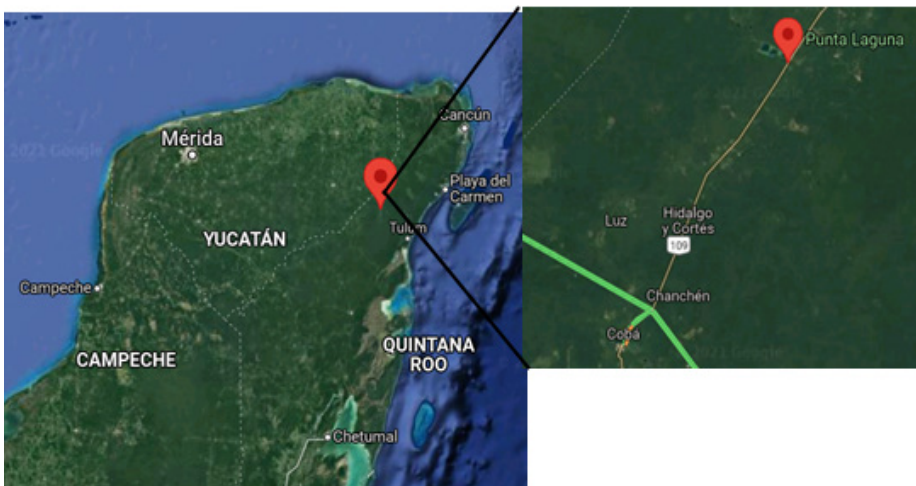
Figura 1. Ubicación geográfica de las comunidades estudiadas (Punta Laguna y Campamento Hidalgo y Cortez).

Fuente: Google maps (2021).

La unidad de estudio para este proyecto fue la vivienda, teniendo 62 hogares en ambas comunidades. El método utilizado para la investigación fue la aplicación de un cuestionario tipo encuesta de respuesta cerrada y opción múltiple de 79 reactivos aplicado a 62 habitantes de las dos comunidades (un representante por vivienda).

El cuestionario se organizó por secciones como se muestra en la Tabla 1.

Apartados	Subsección	Ítems
Datos personales	n/a	9
Sección I: Análisis socioeconómico	1.1. Datos Económicos. 1.2. Datos Familiares 1.3. Condiciones Sociales	13
Sección II: Conocimiento sobre el Agua	2.1. Conocimiento 2.2. Disponibilidad	22
Sección III: Manejo del Recurso Hídrico	3.1. Saneamiento 3.2. Salud pública y agua 3.3. Buenas prácticas en el manejo del agua 3.4. Pago de cuotas	16
Sección IV: Perspectiva de Género	4.1. Enfoque de género y discriminación social	4
Sección V: Perspectiva de Género sobre el recurso hídrico	n/a	15
	Total	**79**

Tabla 1. Apartados y secciones del contenido del cuestionario utilizado.

Fuente: Elaboración propia de los autores.

El método de aplicación usado en la comunidad de Campamento Hidalgo y Cortez fue de agrupamiento, con la ayuda de la comisaría municipal, donde un representante por vivienda acudió al edificio a contestar la encuesta de forma verbal. En la localidad de Punta Laguna, el proceso de aplicación fue mediante visita casa por casa, recopilando la opinión de los habitantes de manera verbal. Cabe mencionar que, debido a la alta proporción de habitantes maya-hablantes, se requirió personal de traducción español-maya para mejor comprensión de los planteamientos de la encuesta.

Los datos recabados fueron procesados en el paquete estadístico IBM SPSS ® utilizando un enfoque descriptivo utilizando gráficos de pastel para identificar las frecuencias y porcentajes de respuestas. También se utilizó el software Microsoft ® Excel ® 365 para analizar la frecuencia de respuestas por sección e ítem, mediante la herramienta “Formato condicional” para crear escalas de color específicas. Se seleccionaron colores opuestos en el modelo de color CMYK (Cyan-Magenta-Yellow-blacK), asignando el color Magenta (0, 100, 0, 0) para las frecuencias de respuesta de Campamento Hidalgo y Cortez, y color verde (100, 0, 100, 0) para las de la comunidad de Punta Laguna. A partir de estas

representaciones gráficas, se elaboraron mapas de comparación de frecuencias (heat maps). Dichos mapas se elaboraron mediante el uso del software Adobe Photoshop CS6 v. 13.1.2, sobreponiendo los gráficos de ambas comunidades y activando la herramienta de Fusión por Multiplicación. El traslape de respuestas con frecuencia relativa similar en ambas comunidades resultó en la obtención de color negro.

RESULTADOS

De las 62 personas que contestaron el cuestionario, 39 son de la comunidad de Campamento Hidalgo y Cortez, y 23 de Punta Laguna. Sobre el género de los participantes la mayoría son mujeres con un 61.29% (38) y 38.71% (24) son hombres. Sobre el grado de estudios la mayoría de las personas tienen hasta nivel primaria con el 43.55% (27) y solo el 19.35% (12) poseen estudios del nivel bachillerato (Figura 2). Sobre el estado civil el 72.58% se encuentran casados.
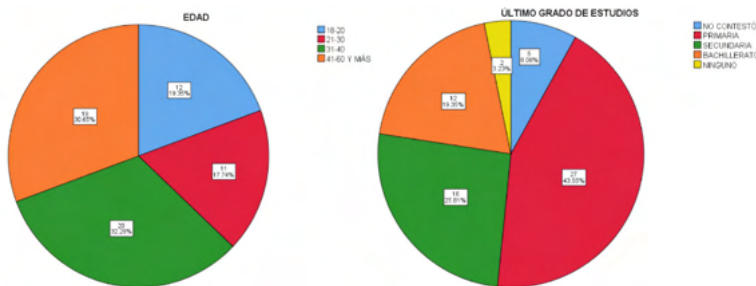
Figura 2. Edad y ultimo grado de estudios de las personas estudiadas en las comunidades de Campamento Hidalgo y Punta Laguna.

Nota: Elaboración propia en IBM SPSS.

Con respecto al manejo del recurso hídrico analizado desde una perspectiva de género, se determinó que existen distintos patrones en las opiniones al respecto en ambas comunidades.

En la Figura 3 se muestra en mapa de color de traslape de respuestas por género de ambas poblaciones detectando que 25 de los 79 ítems de contenido de la encuesta presentan diferencias de opiniones sobre el tema del manejo del agua entre género masculino y femenino.
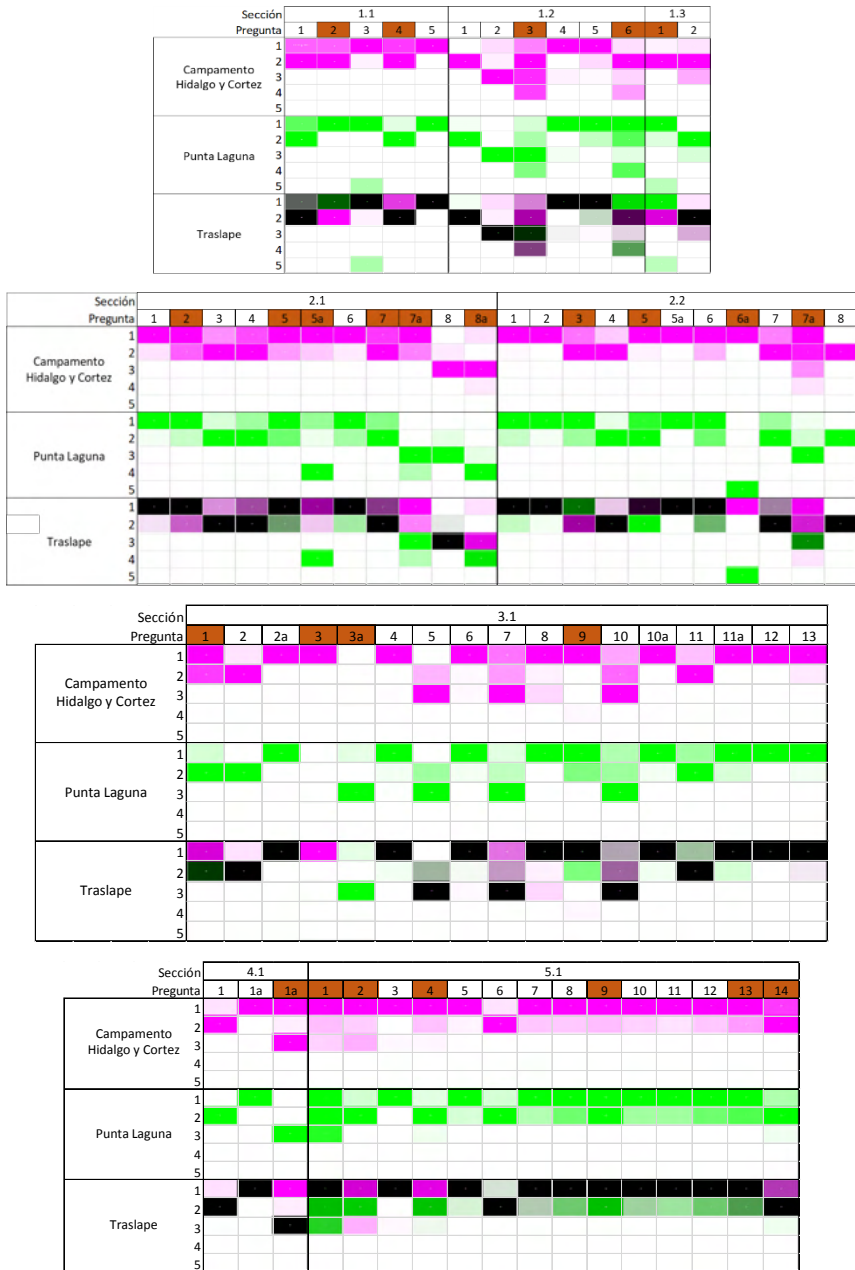
Figura 3. Tablas de comparación de respuestas por sobre el manejo del agua en las comunidades de Campamento Hidalgo y Punta Laguna.

Fuente: Elaboración propia de los autores en Microsoft Excel.

Los ítems identificados con diferencias de respuestas por género solo 12 en realidad tienen una relación con la perspectiva de género, en la Tabla 2 se muestran estos ítems subrayados.

Ítem
Dependientes económicos Gastos mensuales Número de hermanos Número de habitantes de la casa Gastos por consumo de agua ¿Cree que el agua natural es apta para beberse? ¿Sabe para que se usa el cloro en el agua? Ejemplo de usos de cloro ¿Prefieres consumir agua potable o purificada? ¿Por qué prefiere ese tipo de agua? ¿Es frecuente el uso de agua potable? ¿Ha habido algún momento en que su hogar no ha tenido suficiente agua para sus necesidades básicas? ¿Usted y su familia disponen de agua todos los días? ¿Sabe si el agua que le suministran es seguro beberla? Ejemplo de método de limpieza del agua ¿Usted limpia su letrina? ¿Qué sucede con sus aguas negras y grises? ¿Qué uso le da agua almacenada? ¿Principal dificultad de las mujeres para el acceso al agua ¿A que aspira una niña en su comunidad? ¿A que aspira un niño en su comunidad? ¿Qué actividad relacionada con el agua realizan los hombres? ¿En su comunidad las actividades desarrolladas son iguales entre hombres y mujeres? ¿Conoce a las personas encargadas de tomar decisiones sobre el agua en su comunidad? ¿Qué tan importante considera en que la mujer forme parte del equipo de trabajo de toma de decisiones en el manejo del agua en su comunidad?

Nota: Elaboración propia de los autores.

Tabla 2. Ítems de la encuesta que presentan diferentes patrones de frecuencia en las respuestas.

En las Figuras 4 a la 9 se presenta la comparación de opiniones por género de las principales respuestas que presentaron diferencias entre las personas de ambas comunidades.

En la Figura 4 se aprecia que los hombres (B) tienen mayores dependientes económicos que las mujeres (A), por tal motivo existe una mayor tendencia a trabajar por el sexo masculino.
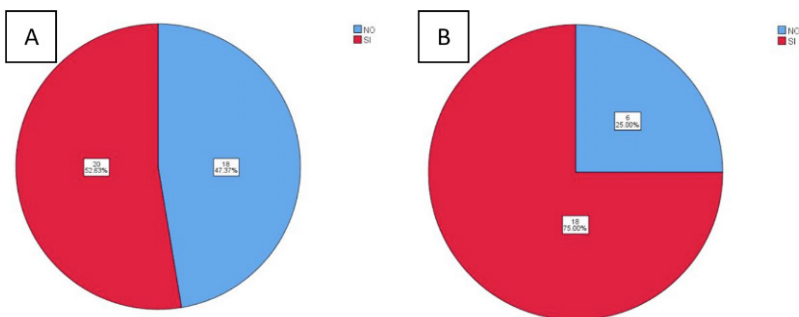
Figura 4. Dependientes Económicos.

Fuente: Elaboración propia de los autores en IBM SPSS.

Sobre el tipo de agua que consumen las poblaciones estudiadas, se tiene un mayor porcentaje de consumo de agua potable por parte de las mujeres con un 92.11% (Figura 5 A) y por parte de los hombres un 75% (Figura 5 B), esto puede estar asociado a que el hombre en su mayoría sale a trabajar por lo que consigue agua embotellada para su consumo, en cambio en las poblaciones es común el consumo de agua de tubo, según lo investigado no se le da ningún tratamiento previó al agua. El agua entubada (potable) se extrae del monto freático a través de una bomba de pozo profundo.
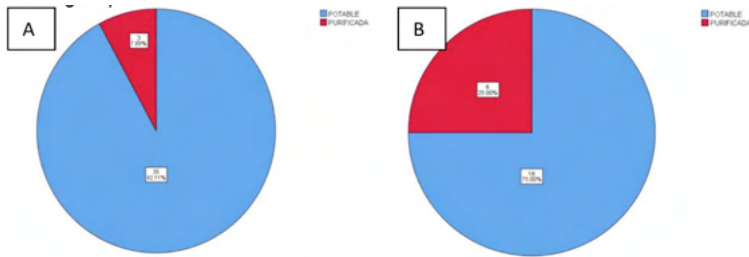
Figura 5. Tipo de Agua que consume.

Fuente: Elaboración propia de los autores en IBM SPSS.

Entre mujeres y hombres, las primeras tienen más conocimiento sobre los métodos de limpieza del agua que los hombres (Figura 6). El 15.79% de las mujeres conocen el método de la cloración y el 23.68% el de hervir el agua (Figura 6 A), por parte de los hombres el 16.67% conocen la cloración y solo el 8.37% el de hervir el agua (Figura 6 B). Siendo el método más conocido por las mujeres el de hervir el agua y por los hombres la cloración, sin embargo, en ambos géneros existe en la mayoría de la población desconocimiento sobre los métodos de desinfección del agua con 31.58% por parte de las mujeres y 45.83% en los hombres.

En la Figura 7 se pregunta si existen dificultades para el acceso del agua para el sexo femenino, en el caso de las mujeres el 65.79% piensan que no tienen dificultades para acceder al agua, y solo el 10.53% piensa que hay desigualdades de oportunidades (Figura 7 A), en el caso de los hombres piensan que hay una mayor dificultad en las mujeres para el acceso al agua con un 41.67% (Figura 7B). Esto demuestra que los hombres ven a las mujeres con mayor desventaja ya que al estarla mayoría de las mujeres encargándose del apoyo y cuidado familiar usualmente no realizan gestiones relacionadas al acceso del agua. Sin embargo, las mujeres minimizan su condición de vulnerabilidad sobre el tema de acceso al agua ya que su percepción es mínima en lo que se relaciona a su condición de acceso al agua. La realidad en que en ambas comunidades el agua es potable es limitada, sobre todo en Punta Laguna que solo se activa la bomba comunal para que se puedan llenar botes y baldes una vez a la semana, y las encargadas de realizar esta actividad son las mujeres quienes ven por el suministro de este recurso en el hogar.
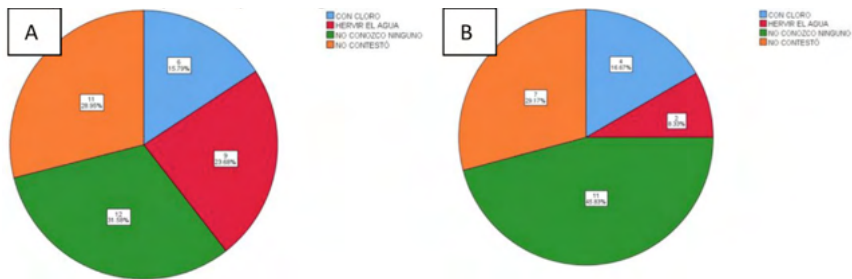
Figura. 6. Método que conoce para limpiar el agua.

Fuente: Elaboración propia de los autores en IBM SPSS.
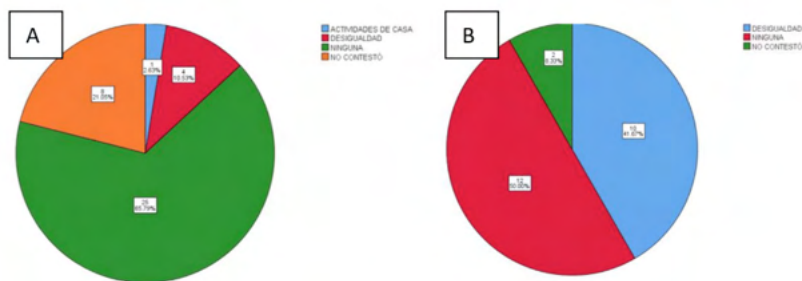
Figura 7. Dificultades de las mujeres para tener acceso al agua.

Fuente: Elaboración propia de los autores en IBM SPSS.

En la Figura 8 se pregunta sobre la aspiración de las niñas en las comunidades estudiadas, en la opinión de las mujeres (Figura 8 A) el 57.89% piensa que deben estudiar, el 21.05% que deben ser amas de casa, y la minoría con 18.42% trabajar, en la opinión de los hombres (Figura 8 B) la principal aspiración de las niñas son los estudios con un 50% y trabajar con un 29.17% y solo el 12.50% piensa que la aspiración de las niñas es ser ama de casa. En general se piensa que las niñas deben estudiar y superarse académicamente, pero todavía prevalece la opinión que las mujeres se dediquen a las labores del hogar, sobre todo este pensamiento es prevaleciente en las mismas mujeres.
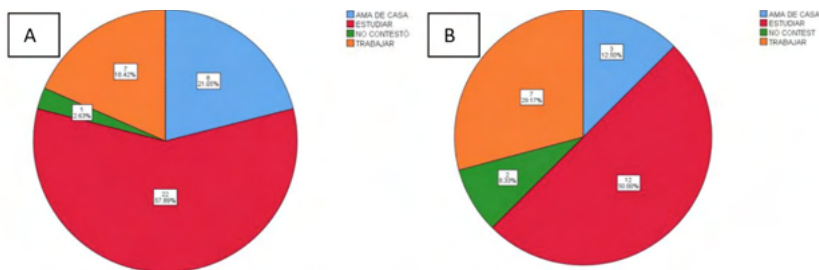
Figura 8. Aspiración de las niñas según las comunidades estudiadas.

Fuente: Elaboración propia de los autores en IBM SPSS.

En la Figura 9 se aprecia la opinión de mujeres (A) y hombres (B) sobre la importancia de la participación de la mujer en las tomas de decisiones en el tema del recurso hídrico, en ambas opiniones se piensa que es importante su participación, sin embargo, los hombres son los que le dan más relevancia a su participación ya que califican de “Alta importancia” la participación de las mujeres con un 45.83% y en las mujeres solo el 28.95% piensan que sea de alta importancia su opinión.
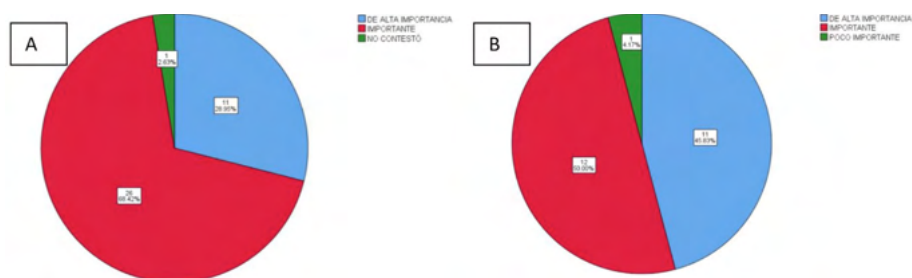
Figura 9. Importancia de la participación de la Mujer.

Fuente: Elaboración propia de los autores en IBM SPSS.

DISCUSIÓN

La participación de mujeres y hombres en el manejo del recurso hídrico en comunidades con rezago social y pertenecientes a las poblaciones mayas de Yucatán y Quintana Roo, México es igual de importante. Todavía se ve acentuado en estas poblaciones la condición de las mujeres a tomar un rol de manejo del agua basado en el abastecimiento, almacenamiento y racionalización del uso del agua para el uso doméstico; y el hombre utiliza el recurso para las actividades relacionadas con el trabajo como riego y lavado de auto (en caso de prestar servicios de transporte). Sin embargo, a pesar de la gran tarea que provee la mujer en la vida cotidiana en la gestión del agua en los hogares, la realidad es que a nivel comunal no forma parte de la toma de decisiones en el manejo del agua, ya que esto se encuentra relegado a los hombres al realizar votaciones democráticas para la elección del representante municipal quien entre sus actividades es el responsable del abastecimiento del agua en las comunidades.

Los datos presentados muestran que la opinión de la gente es que los hombres valoran más la importancia de la mujer en la administración del recurso hídrico que ellas mismas. Por tal motivo, es importante trabajar con la población para resaltar el valor de las mujeres en la comunidad para que sea parte de la toma de decisiones y sobre todo trabajar con el género femenino para comprenda la importancia de su labor y que se necesita de su participación comunitaria ya que ellas mismas son las que mejor saben cuáles nos sus propias necesidades para asegurar el abastecimiento de agua en sus hogares y a nivel comunal.

En el mundo la mujer presenta brechas entre géneros, en promedio dedica más tiempo a realizar trabajo que los hombres (en promedio, las mujeres trabajan a la semana, 9 horas 15 minutos más que los hombres. En el área rural, esta brecha es de 13 horas y 17 minutos [Freyle y López, 2011]), y generan beneficios comunales como la preservación de los conocimientos ancestrales al utilizar la medicina tradicional maya, por tal motivo el incrementar la igualdad de género en la gestión de los recursos hídricos aumentará los beneficios de este recurso para todas las personas y comunidades (Carrillo, 2021). Incrementar la igualdad de género en la gestión de los recursos hídricos aumentará los beneficios de este recurso para todas las personas y comunidades.

CONCLUSIONES

Actualmente el municipio de Campamento Hidalgo y Cortez está situado en el municipio de Solidaridad en el Estado de Quintana Roo, es una localidad compuesta por 106 habitantes 58 mujeres y 48 hombres y 30 viviendas, el grado de rezago social es alto y el de marginación es muy alto (INEGI, 2020).,muy similar a la localidad de Punta Laguna que cuenta con 159 habitantes (90 hombres y 69 mujeres) distribuidos en 31 viviendas, se encuentra identificada con un grado de marginación muy alto y rezago social alto (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2020).

En las encuestas que se aplicaron los hombres son los que califican de “Alta importancia” la participación de las mujeres con un 45.83% y en las mujeres solo el 28.95% piensan que sea de alta importancia su opinión, por lo que es importante reforzar a la mujer sobre su posición en el uso y cuidado del recurso hídrico ya que son quienes tienen más conocimiento sobre los métodos de limpieza del agua que los hombres y son quienes en ambas comunidades sobre todo en Punta Laguna que solo se activa la bomba comunal para que se puedan llenar botes y baldes una vez a la semana, son las encargadas de realizar esta actividad quienes ven por el suministro de este recurso en el hogar.

El objetivo se cumplió en un 100% ya que se implementaron las capacitaciones con dirigido con prioridad a las mujeres de las comunidades debido a su contribución e importancia en el uso y manejo del recurso hídrico.

AGRADECIMIENTOS

A las comisarías de Campamento Hidalgo y Cortez y Punta Laguna por las facilidades para el desarrollo del proyecto y al Tecnológico Nacional de México por el apoyo económico para el desarrollo del proyecto.

REFERENCIAS

Carpio Clemente, Lonies, Campos Marcos, Maribel, Bibiano Mendoza, Leticia. **Gestión y usos del agua desde la perspectiva de la mujer. El caso del municipio de Tecoanapa. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas.** ISSN: 2007-0934, (1),p. 59-66. (2015). Disponível em: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=2631/263139243008. Acessoo em: 28 jan. 2021.

Carrillo Montenegro, P. **Participación de la mujer en la gestión de los recursos hídricos: Barreras y oportunidades para la participación de las mujeres en la gestión del agua. Políticas y prácticas en las entidades públicas, organizaciones y comunidades**. 2021.

CEPAL. **Las mujeres en los procesos asociados al agua en América Latina. Estado de situación, propuestas de investigación y de políticas**. Documento LC/R,1864, CEPAL. 2003. Disponível em: http://americalatinagenera.org/newsite/images/LCR1864S.pdf. Acesso em: 28 jan. 2021.

Congreso General de los Estados Unidos Mexicanos. Ley General de Igualdad de Mujeres y Hombres. **Diario Oficial de la Federación**. Última reforma: 14-06-2018. 2018. Disponível em: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lgimh/LGIMH_ref09_14jun18.pdf

Fondo para la comunicación. **Fondo para la comunicación y gestión del Agua AC**. 2007. Disponível em: https://agua.org.mx/biblioteca/contaminacion-del-agua-por-materia-organica-ymicroorganismos/#:~:text=Contaminaci%C3%B3n%20por%20materia%20org%C3%A1nica%20y,protozoarios%20y%20diversos%20organismos%20mayores. Acesso em: 28 dez. 2020.

Freyle, V. M., López, M. E. **Brechas de Género en la Distribución del Tiempo. MIMDES. Lima.** 2011.

Google maps. **Ubicación geográfica de las localidades Hidalgo y Cortez y Punta Laguna**. 2021. Disponível em: https://www.google.com/maps/search/Campamento+Hidalgo/@20.5953422,-87.6698661,16z/data=!3m1!4b1

INEGI. **Catálogo de microrregiones. Campamento Hidalgo.** 2020a. Disponível em: http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/contenido.aspx?refnac=310190369

INEGI. **Catálogo de microrregiones. Punta Laguna**. 2020. Disponível em: http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/contenido.aspx?refnac=310190371. Acesso em: 28 nov. 2021.

INSTRAW. **Women, water supply and sanitation training seminar, Georgetown.** 1994.

ISO 24512:2007. **Service activities relating to drinking water and wastewater-Guidelines for the management of drinking water utilities and for the assessment of drinking water services/ Servicios relacionados con agua potable y agua residual-Directrices para la gestión de los prestadores de servicio de agua potable y para la evaluación de los servicios de agua potable.** 2017.

Mihelcic, Zimmerman. **Ingeniería Ambiental, fundamentos, sustentabilidad y diseño.** 1. ed. Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V., México. 2011. ISBN: 978-607-707-317-8.

OMS. **Género, Organización Mundial de la Salud**. 2020. Disponível em: https://www.who.int/topics/gender/es/. Acesso em: 28 jan. 2021.

Ramos-Fernández, G., Espadas, C., Girard, L., Dulong, C., García-Frapolli, E. **"El área de Protección de Flora y Fauna Otoch Ma'ax Yetel Kooh: una iniciativa comunitaria de conservación de la biodiversidad".** In: VI Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2004. Monterrey, México.

Sandys, E. **La mujer y el agua.** La mujer en el 2000 y después. NACIONES UNIDAS. División para el Adelanto de la Mujer Departamento de Asuntos Económicos y Sociales. 2005. Disponível em:https://funcagua.org.gt/wp-content/uploads/2020/05/2005.-La-mujer-en-el-2000-y-despu%C3%A9s-La-mujer-y-el-agua-.-Naciones-Unidas.pdf

Semarnat. **Informe de la Situación del Medio Ambiente en México.** Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. Edición 2012. México. 2013. Disponível em: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_12eng/pdf/Informe_2012.pdf

UNESCO. **Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP). Agua y Género. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, Ciencia y Cultura**. 2017. Disponível em: http://www.unesco.org/new/es/natural-sciences/environment/water/wwap/water-and-gender/#:~:text=Los%20recursos%20h%C3%ADdricos%20conllevan%20la%20problem%C3%A1tica%20del%20g%C3%A9nero.&text=Invertir%20en%20la%20aplicaci%C3%B3n%20de,avanzar%20hacia%20la%20sostenibilidad%20medioambiental. Acessoo em: 28 nov. 2021.

USGS. **Calidad del Agua.** 29 ago/ 2017 Disponível em: https://water.usgs.gov/gotita/waterquality.html.

Whitaker, Helen. **Promoción de la participación de la Comunidad en los proyectos de abastecimiento de agua.** Una guía para trabajar con la mujer. UEBM-SANAA-UNICEF, Tegucigalpa. 1992.

CAPÍTULO 6

DESENVOLVIMENTO DE UMA ROTINA COMPUTACIONAL PARA O DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 08/11/2021

Lorena Francyne Queiroz Rocha
Universidade Federal de Alagoas
Maceió – Alagoas
http://lattes.cnpq.br/7084878175545500

Marcio Gomes Barboza
Universidade Federal de Alagoas
Maceió – Alagoas
http://lattes.cnpq.br/7032825305142761

Wagner Roberto Oliveira Pimentel
Universidade Federal de Alagoas
Maceió – Alagoas
http://lattes.cnpq.br/6295057660083605

RESUMO: O tratamento de esgotos ainda é um grande desafio no Brasil e o desenvolvimento de uma ferramenta que dimensione sistemas de tratamento, apresentando resultados confiáveis, possibilita praticidade e confiabilidade ao projetista. Este artigo tem como objetivo o desenvolvimento de uma rotina para o dimensionamento de sistemas de tratamento de efluentes domésticos e industriais, com a finalidade de auxiliar o projetista na etapa de pré-dimensionamento. Foram aplicados os conceitos das tecnologias atuais de tratamento biológico de águas residuárias, que se constituiu de: lagoas de estabilização, lodos ativados e reatores anaeróbios (UASB) com pós-tratamento de: lagoa de polimento e filtros biológicos percoladores. Foi feito um levantamento bibliográfico e dos requisitos técnicos para o projeto de uma ETE e, a partir disso, dimensionou-se uma ETE hipotética, desde o nível de tratamento preliminar, para os diferentes sistemas, utilizando-se o software Excel. Os resultados obtidos apresentaram uma análise comparativa entre os sistemas, em termos de área requerida, onde o sistema de lodos ativados convencional apresentou o menor requisito de área e concentrações efluentes que atendem aos padrões da legislação brasileira sobre lançamento de efluentes, sendo, dessa maneira, a alternativa de tratamento biológico a ser implantada.

PALAVRAS-CHAVE: Dimensionamento de ETE; Rotina Computacional para Dimensionamento de ETE; Sistemas de Tratamento de Efluentes.

DEVELOPMENT OF COMPUTATIONAL ROUTINE FORSIZING EFFLUENT TREATMENT SYSTEMS

ABSTRACT: Wastewater treatment is still a major challenge in Brazil and the development of a tool that measures treatment systems, presenting reliable results, allows practicality and reliability to the designer. This article aims to development of a routine for the design of systems of treatment of domestic and industrial effluents, with the purpose of assisting the designer in the pre-dimensioning step. The concepts of the current technologies of biological treatment of wastewater were applied, which consisted of: stabilization ponds, activated sludge and anaerobic reactors (UASB) with post-treatment of: polishing pond and percolating biological filters. A bibliographic survey and the technical requirements for the sizing of a WWTP

were carried out and, from this, a hypothetical WWTP, from the preliminary treatment level, was designed for the different systems. The results obtained presented a comparative analysis between the systems, in terms of required area, where the conventional activated sludge system presented the lowest area requirement and effluent concentrations that meet Brazilian legislation on effluent discharge, being, in this way, the alternative of biological treatment to be implanted.
KEYWORDS: Sizing of WWTP; Computational Routine for WWTP Sizing; Effluent Treatment Systems.

1 I INTRODUÇÃO

O tratamento adequado de esgotos deve, como finalidade principal, corrigir as suas características indesejáveis, possibilitando que o seu uso ou disposição final possa ocorrer de acordo com as regras e critérios definidos pelos órgãos de controle ambiental e em função da qualidade mínima exigida do efluente.

Portanto, a destinação correta dos esgotos visa ao aumento da vida média do homem, pela redução da mortalidade em consequência da redução dos casos de doenças, à diminuição de despesas com o tratamento de doenças evitáveis, redução no custo do tratamento das águas de abastecimento. (FUNASA, 1991).

Dessa forma, uma alternativa interessante é o tratamento preliminar, seguido de tratamento biológico com o uso de lagoas de estabilização, por apresentar um excelente desempenho quanto à remoção da matéria orgânica, dos sólidos, dos nutrientes e de coliformes fecais (MEDRI; MEDRI, 2004).

No Brasil, este sistema de lagoas de estabilização é um dos tipos de tratamento mais utilizados, pela disponibilidade de área, clima favorável, baixo custo de implantação e operação, simplicidade na construção, operação e manutenção. Como principais desvantagens podem ser listadas a exigência de áreas grandes, a presença de elevadas concentrações de algas no efluente final e exalação de maus odores das lagoas anaeróbias (FABRETI, 2006).

O sistema de lodos ativados é um exemplo de tecnologia de tratamento de efluentes urbano e industrial e é o mais empregado quando são necessários baixos requisitos de área e elevada qualidade do efluente final (MILOSKI, 2015).

Ante a necessidade da criação de sistemas simples de tratamento de esgotos, que combinem uma alta eficiência de remoção a custos baixos de construção e operação desenvolveram-se, como alternativa, vários sistemas com base na digestão anaeróbia, dentre eles o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo (reator UASB, do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), contudo, com a utilização de pós-tratamento para polimento de seus efluentes.

Diante disto, o referido trabalho teve a finalidade de realizar o desenvolvimento de uma rotina computacional capaz de dimensionar sistemas de tratamento de efluentes, a

partir do software Excel, na qual foi considerado o caso de um município hipotético de médio porte e com pouca infraestrutura de saneamento, para a realização de uma análise comparativa dos sistemas em função da área requerida.

2 | METODOLOGIA

O procedimento de cálculo utilizado na rotina computacional tem como base os métodos de livros, segundo VON SPERLING, 2017, JORDÃO e PESSÔA, 2009 e CHERNICHARO, 2001, para os sistemas: lagoas de estabilização, lodos ativados e reator UASB com pós-tratamento de: lagoa de polimento e filtros biológicos percoladores.

O programa consiste em: determinar as dimensões das unidades de cada sistema, desde o tratamento preliminar; estimar a concentração efluente dos principais constituintes do esgoto (DBO, DQO e SST) e a eficiência de remoção dos mesmos; calcular a área total requerida pelo sistema, a área *per capita* e a potência requerida para os equipamentos na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE).

O programa foi desenvolvido no software Microsoft Excel®, a partir da linguagem de programação VBA (*Visual Basic Applications*), e tem a opção de escolha para dimensionar os tipos de sistemas apresentados anteriormente.

Foi proposta uma sequência adequada de cálculos para programação, onde, primeiramente é realizado o cálculo dos parâmetros afluentes ao sistema, em seguida, o dimensionamento do tratamento preliminar, e, por fim, o dimensionamento do sistema escolhido, dando ênfase às concentrações efluentes e à área do sistema.

A Figura 1 representa o fluxograma da rotina computacional desenvolvida.
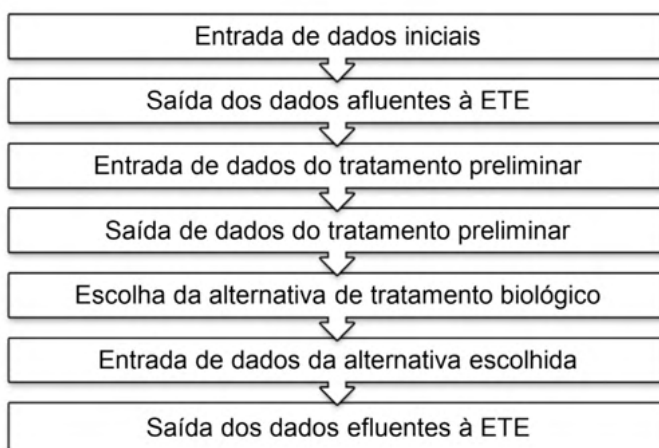
Figura 1 – Fluxograma da rotina computacional desenvolvida.

Para esse estudo comparativo, a etapa de tratamento preliminar não foi utilizada,

por ser tratar da mesma em todos os sistemas e não influenciar no resultado final, dessa maneira, suas interfaces não foram apresentadas.

Para o cálculo da área total requerida dos sistemas de lagoas de estabilização e reator UASB com pós-tratamento foram acrescidos valores, a fim de minimizar o erro na análise técnica entre os sistemas, decorrente da não inclusão do tratamento da fase sólida.

Com esses resultados, o projetista é direcionado pelo pré-dimensionamento do sistema a escolher a melhor alternativa de acordo com a disponibilidade de área do terreno.

3 I DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Inicialmente, de acordo com a Norma ABNT NBR 12.209/1992 (ABNT, 1992), o dimensionamento das unidades de tratamento de uma ETE deve ser feito com base nos seguintes parâmetros:

- As vazões de projeto máxima e média;
- A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO);
- Sólidos suspensos totais (SST).

A Figura 2 apresenta o pré-dimensionamento da caracterização do esgoto bruto, onde, inicialmente, ocorrem os cálculos dos dados de projeto para os parâmetros mencionados anteriormente.

Figura 2 – Pré-dimensionamento da caracterização do esgoto bruto

3.1 Lagoas de Estabilização

Para os cálculos realizados nos sistemas de lagoas de estabilização, os valores adotados para os parâmetros encontram-se dentro das faixas recomendadas, de maneira que as concentrações efluentes estejam obedecendo à legislação ambiental e garantindo que o padrão de CTerm no corpo receptor esteja na classe 2.

A Figura 3 representa o pré-dimensionamento da lagoa anaeróbia.

Figura 3 – Pré-dimensionamento da lagoa anaeróbia

A Figura 4 representa o pré-dimensionamento da lagoa facultativa.

Figura 4 – Pré-dimensionamento da lagoa facultativa

A Figura 5 representa o pré-dimensionamento da lagoa de maturação.

Figura 5 – Pré-dimensionamento da lagoa de maturação

Considerou-se um acréscimo de 30% para o cálculo da área total requerida nas lagoas de estabilização.

3.2 Lodos Ativados Convencional

Para os cálculos realizados no sistema de lodos ativados convencional, os valores adotados para os parâmetros encontram-se dentro das faixas recomendadas pela literatura, de forma que o padrão de lançamento de efluentes seja atendido, em relação às cargas orgânicas e sólidos solúveis totais, contudo, a concentração de Coliformes Termotolerantes nesse sistema não foi um parâmetro calculado, já que não apresenta valores significativos em sua remoção, logo, em virtude da necessidade de um sistema de desinfecção, foi adotado um acréscimo de 20% da área do tanque de aeração para esse fim.

A Figura 6 representa o pré-dimensionamento da primeira unidade do sistema: decantador primário.

Figura 6 – Pré-dimensionamento do decantador primário

A Figura 7 representa o pré-dimensionamento da segunda unidade do sistema: tanque de aeração.

Figura 7 – Pré-dimensionamento do tanque de aeração

A Figura 8 representa o pré-dimensionamento da terceira unidade do sistema: decantador secundário.

Figura 8 – Pré-dimensionamento do decantador secundário

A Figura 9 representa o pré-dimensionamento da quarta unidade do sistema: adensador.

Figura 9 – Pré-dimensionamento do adensador

A Figura 10 representa o pré-dimensionamento da quinta unidade do sistema: digestor anaeróbio com um tanque pulmão.

Figura 10 – Pré-dimensionamento do digestor/tanque pulmão

A Figura 11 representa o pré-dimensionamento da última unidade do sistema: centrífuga.

Figura 11 – Pré-dimensionamento da centrífuga

3.3 Reator Anaeróbio do Tipo UASB com Pós-Tratamento

Para os cálculos realizados no sistema de reator UASB com pós-tratamento, os

valores adotados para os parâmetros encontram-se dentro das faixas recomendadas, de forma que o padrão de lançamento de efluentes seja atendido, em relação às cargas orgânicas e sólidos solúveis totais, e, garantindo que o padrão de CTerm no corpo receptor esteja na classe 2 para o sistema de reator UASB seguido de lagoa de polimento.

A Figura 12 representa o pré-dimensionamento do reator UASB.

Figura 12 – Pré-dimensionamento do reator UASB

Observa-se que as velocidades ascensionais apresentaram valores maiores que os recomendados, que foi causado pelo valor da vazão de projeto, já que a mesma possui um valor alto.

A Figura 13 representa o pré-dimensionamento da lagoa de polimento que trata o efluente do reator UASB.

Figura 13 – Pré-dimensionamento da lagoa de polimento

Considerou-se um acréscimo de 30% na área da lagoa de polimento para o cálculo da área total requerida do sistema, no entanto, não foi acrescido valor à área requerida para o reator UASB.

A Figura 14 representa o pré-dimensionamento de outra opção de pós-tratamento do efluente do reator UASB por filtro biológico percolador.

Figura 14 – Pré-dimensionamento do filtro biológico percolador

Considerou-se um acréscimo de 200% para o cálculo da área total requerida do sistema, já que, além de não haver sido considerado o tratamento da fase sólida nesse sistema, não houve o dimensionamento do decantador secundário após o filtro biológico percolador.

3.4 Análise Comparativa dos Sistemas Avaliados

Com o pré-dimensionamento dos sistemas, foi realizada uma análise comparativa em função dos parâmetros discutidos.

Os resultados obtidos estão apresentados no Gráfico 1.
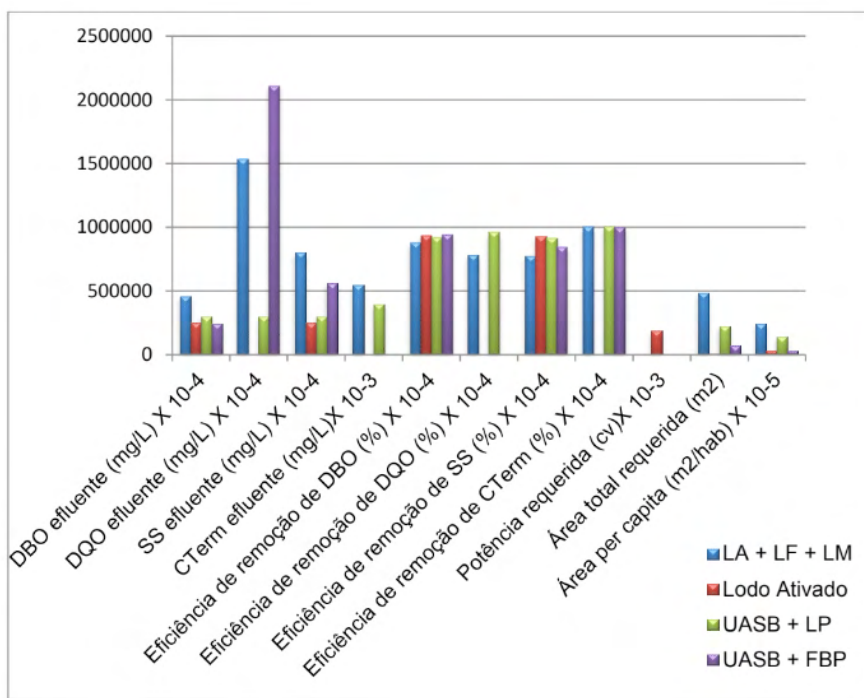
Gráfico 1 – Resultados obtidos no pré-dimensionamento dos sistemas de tratamento

A partir dessa análise pode-se perceber que o sistema de lodos ativados é o que proporciona a menor área para sua implantação, além de possuir baixas concentrações efluentes, sendo valores dentro dos permitidos pela legislação, logo, se torna a melhor concepção para esse município.

Além disso, os resultados obtidos para a área *per capita* tendem aos valores encontrados na literatura, (JORDÃO e PESSÔA, 2009), (CHERNICHARO, 2001) e (VON SPERLING, 1996), mostrado no Quadro 1, que apresenta a área per capita requerida nos sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

Sistema	Área per capita (m^2/hab)	
	Literatura	Resultado obtido
LA + LF + LM	3,0	2,42
Lodos ativados convencional	0,03 a 0,10	0,03
UASB + LP	1,0 a 1,5	1,11
UASB + FBP	0,03 a 0,10	0,03

Quadro 1 – Área *per capita* nos sistemas de tratamento de esgotos sanitários

4 I CONCLUSÕES

As análises dos resultados obtidos neste trabalho permitiram avaliar a viabilidade técnica de quatro sistemas de tratamento biológico de efluentes utilizados no Brasil, usando como base um município com características populacional e de lançamento de esgotos semelhantes a outros no país.

Os resultados do pré-dimensionamento das alternativas de ETE's levaram a concluir que: o sistema de lodos ativados convencional requer menor área para construção de suas unidades, bem como uma elevada qualidade do efluente a ser lançado no corpo receptor, em comparação ao de lagoas de estabilização e reator UASB com pós-tratamento.

Além disso, é possível encontrar uma solução mais econômica apenas entrando com os parâmetros necessários, de forma que este recurso reduza o tempo de cálculos significantemente, dessa forma, o programa desenvolvido fornece subsídios que auxiliam de forma ágil a decisão de escolha do tratamento biológico, adequando-se à finalidade desejada.

Logo, trabalhos complementares poderiam detalhar melhor a viabilidade técnica das concepções a serem selecionadas de maneira a auxiliar na justificativa da análise da viabilidade econômica.

REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 12.209: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 1992.

CHERNICHARO, C. A. de L. (coordenador) - **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – Coletânea de artigos técnicos – Aspectos Metodológicos.** FINEP/PROSAB, 2001.

FABRETI, Aline Akabochi. **Pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização através de processo físico-químico.** Dissertação de Mestrado da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo-SP, 2006. 159p.

FUNASA. **Manual de Saneamento**. Fundação nacional de Saúde. Ministério da Saúde, Brasília, 1991.

JORDÃO, E. P.; PESSOA C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 5ª edição. Rio de Janeiro. Editora: Synergia. 2009. 940p.

MEDRI V.; MEDRI W. **Otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos.** Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas, Londrina, 2004.

MILOSKI, J. **Caracterização da microbiota envolvida nos processos anaeróbios (lodos ativados) e anaeróbios (UASB) de uma Indústria de alimentos.** Dissertação de mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ, 2015.

VON SPERLING, M. – **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos** – Volume 1 – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2ª edição, Belo Horizonte, 1996.

VON SPERLING, M. – **Lagoas de estabilização** – Volume 3 – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3ª edição, Belo Horizonte, 2017.

CAPÍTULO 7

COMPORTAMENTO DAS QUEIMADAS NOS BIOMAS BRASILEIROS ENTRE OS ANOS DE 2009 E 2020

Data de aceite: 10/01/2022

Débora Cristina Correia Cardoso
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
Lages – SC
http://lattes.cnpq.br/2767570871721905

Daniely Neckel Rosini
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
Lages – SC
http://lattes.cnpq.br/1290138248832119

Jordana dos Anjos Xavier
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
Lages – SC
http://lattes.cnpq.br/1562975042294996

Valter Antonio Becegato
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
Lages – SC
http://lattes.cnpq.br/3196823526572670

Alexandre Tadeu Paulino
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
Pinhalzinho – SC
http://lattes.cnpq.br/8957379372810063

RESUMO: As queimadas recorrentes no Brasil têm se intensificado com o passar dos anos, estabelecendo-se como um dos problemas ambientais causadores de grandes impactos aos biomas no país. O Brasil é um dos países que é destaque no abastecimento mundial de alimentos, porém as técnicas de manejo do solo necessitam de mais atenção. O objetivo da pesquisa é realizar um estudo histórico dos últimos 12 anos (2009 – 2020), das áreas queimadas por biomas no território brasileiro, e caracterizar cada um dos biomas, a partir de dados do sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) disponibilizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). As queimadas acontecem anualmente em todos os biomas do território brasileiro, sofrendo fortes influências da ação antropogênica devido **à** expansão agropecuária. O bioma Cerrado esteve em destaque, porém devido suas características a incidência de fogo neste bioma se fará presente. O estudo evidencia que nos anos de 2019 e 2020 todos os biomas tiveram aumento das queimadas em suas áreas, e que juntos somaram um total equivalente a 937.107.705 milhões de campos de futebol queimados em 12 anos. Isto é resultado das ações antropogênicas bem como as influências climáticas. Entretanto, o fogo atua como um agente modificador dos ecossistemas naturais e a intensificação das queimadas contribui negativamente para aceleração destes efeitos. Se faz necessário instituir políticas eficientes e imediatas, conforme as características e as necessidades de cada bioma, bem como fiscalizações competentes para que estas sejam executadas.

PALAVRAS-CHAVE: Áreas queimadas. Biomas brasileiros. Impactos ambientais. Políticas públicas.

HISTORICAL STUDY OF THE BEHAVIOR OF FIRES IN BRAZILIAN BIOMES BETWEEN THE YEARS 2009 AND 2020

ABSTRACT: Recurrent fires in Brazil have intensified over the years, establishing themselves as one of the environmental problems that cause great impacts to biomes in the country. Brazil is one of the countries that stands out in the global food supply, but soil management techniques need more attention. The objective of the research is to carry out a historical study of the last 12 years (2009 - 2020), of the areas burned by biomes in the Brazilian territory, and characterize each of the biomes, using data from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensor made available by the National Institute for Space Research (INPE). Fires occur annually in all biomes in the Brazilian territory, suffering strong influences from anthropogenic action due to agricultural expansion. The Cerrado biome was highlighted, but due to its characteristics, the incidence of fire in this biome will be present. The study shows that in the years 2019 and 2020 all biomes had an increase in fires in their areas, and that together they added up to a total equivalent to 937,107,705 million football fields burned in 12 years. This is the result of anthropogenic actions as well as climatic influences. However, fire acts as a modifying agent for natural ecosystems and the intensification of fires contributes negatively to the acceleration of these effects. It is necessary to institute efficient and immediate policies, according to the characteristics and needs of each biome, as well as competent inspections for these to be carried out.

KEYWORDS: Burnt areas. Brazilian biomes. Environmental impactos. Public Policy.

1 I INTRODUÇÃO

A recorrência de queimadas e incêndios florestais no Brasil tem se intensificado com o passar dos anos, caracterizando-se como um dos problemas ambientais causadores de grandes impactos ao meio ambiente. A ação do fogo provoca modificações de forma direta ou indireta, de natureza física, química e biológica no ambiente podendo ser pontuais ou permanentes (REDIN et al., 2011). As queimadas controladas no Brasil são previstas na Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012a), já os incêndios florestais ocorrem de forma acidental ou criminal. Tanto a queima controlada, quanto os incêndios florestais são fontes potenciais de emissões de gases poluentes no meio ambiente, bem como responsáveis pelo desiquilíbrio dos ecossistemas dentro dos biomas, causando consequências por vezes irreparáveis. Estima-se que as contribuições das emissões por processos de mudança de cobertura da terra no Brasil são responsáveis por 27,5% das emissões totais de CO_2 (MCTI, 2016).

O Brasil se destaca como um país com intensa atividade agropecuária e um importante ator no abastecimento do sistema mundial de alimentos, (FAO, 2012; EMBRAPA, 2018). Porém, as práticas de manejo dos solos no país são alvos constantes de discussões, pois os desmatamentos, as queimadas e os incêndios florestais em sua maioria são oriundos de ações antropogênicas. Entre alguns dos motivos para a realização da queimada, deve ser considerado que se trata de um método barato para a limpeza de áreas que serão

destinadas posteriormente a atividades de pecuária e agricultura (SANTOS, NOGUEIRA, 2015; SODRÉ et al., 2018). Devido aos altos custos das tecnologias, há pouco investimento por parte dos proprietários, sendo evidente a necessidade em buscar alternativas com custos menores.

O Brasil detém 172,3 milhões de hectares de pastagens cultivadas e naturais, sendo que a degradação destas está presente em todas as regiões do país (RÖSLER, 2017). No entanto, se manejada adequadamente não há necessidade de expansão. Conforme aponta o estudo de Strassburg et al. (2014), dos 115,6 milhões de hectares de pastagens cultivadas no Brasil, sua produtividade atinge apenas 32% a 34% do seu potencial, porém o aumento de cerca de 50% dessa produtividade atenderia a demanda de carne até 2040, e ofertaria terras para agricultura, produção de madeira e biocombustíveis, sem a necessidade da conversão adicional da vegetação natural. Entretanto, é importante entender as características de cada bioma para que a exploração seja adequada, buscando o equilíbrio ecológico sem agravar os danos aos ecossistemas existentes.

Segundo Pivello (2011), embora os processos químicos e físicos sejam bastante semelhantes entre os biomas, a inflamabilidade e a combustibilidade dentro destes podem variar consideravelmente. O comportamento do fogo é o resultado da interação entre meteorologia, condições do combustível, topografia, técnica de queima e forma de ignição (SEGER et al., 2013). Desta forma, a queima de biomassa está entre os principais contribuintes mundiais para a emissão de poluentes atmosféricos, incluindo os gases de efeito estufa e material particulado, resultando, em muitos casos, a exposição humana a elevados níveis de poluentes do ar (ANDRADE FILHO et al., 2017).

A dispersão destes poluentes e seus impactos não se restringem aos ecossistemas locais. Contudo, o fogo desempenha um importante papel no comportamento do sistema terrestre, monitorar e avaliar a dinâmica espacial e temporal deste é fundamental para compreensão dos processos ecológicos e dos impactos humanos em diferentes paisagens e escalas (ALVEZ, PÉREZ-CABELLO., 2017). É preciso entender os impactos das alterações dos regimes de queima sobre componentes da bioesfera, pedoesfera e atmosfera, mas é também necessário considerar a importância do fogo na dinâmica dos ecossistemas (ALVES; ALVARADO, 2019).

Com base no exposto, o objetivo da presente pesquisa é realizar um levantamento histórico dos últimos 12 anos (2009 – 2020) das áreas queimadas, de acordo com cada bioma presente no território brasileiro. Para isso, será realizada também a caracterização dos seis biomas, que são eles: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A caraterização dos biomas brasileiros foi realizada através da pesquisa bibliográfica

em periódicos nacionais e internacionais, além de sítios eletrônicos de entidades públicas oficiais. Já o levantamento histórico de dados das áreas queimadas no território brasileiro, na série temporal de 2009 a 2020, foi realizado com o auxílio da plataforma do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), mediante dados abertos disponíveis para acesso do programa de queimadas.

Estes dados são detectados e registrados pelos sensores *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), que estão a bordo dos satélites TERRA e AQUA, e circulam em torno do globo terrestre 16 vezes ao dia de polo a polo, produzindo duas imagens globais diárias e obtêm medidas em 36 bandas espectrais (0,41 - 14mm), com três diferentes resoluções espaciais (250 m, 500 m e 1 km). Os dados coletados são do produto AQ1Km, que é construído a partir dos dados MODIS coleção 6 de baixa resolução espacial (1 km), com o propósito de obter uma estimativa ampla e visão geral das áreas queimadas nos biomas brasileiros (INPE, 2021).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização dos biomas de estudo

O Brasil possui uma área territorial de 8.510.295,914 km², com 190.755.799 habitantes em 5.570 municípios (IBGE, 2018). O país ocupa o 75° lugar no Ranking Global do Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) (2014), classificado com alto desenvolvimento humano, apresentando IDH igual a 0,755 (PNUD, 2015). O Brasil Está localizado na região centro-leste da América do Sul, sendo que a linha do Equador corta o norte do país, estando 7% do território do brasileiro localizado no Hemisfério Norte e o restante no Hemisfério Sul. Um país com clima tropical, com temperaturas elevadas e chuvas que ocorrem no verão. O território brasileiro é composto por seis biomas com características distintas: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal, cada um abrigando diferentes tipos de vegetação e de fauna (Figura 1).
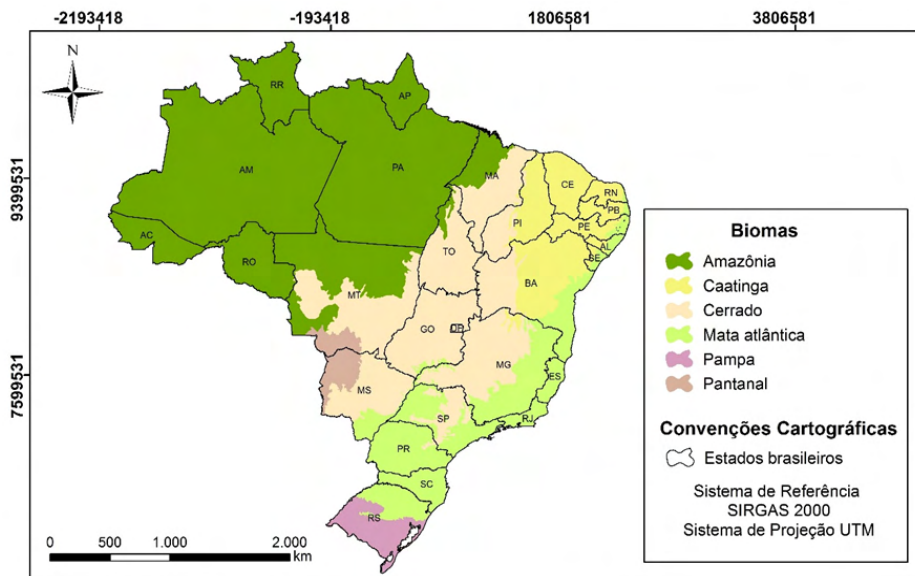
Figura 1 – Localização dos Biomas no território brasileiro.

A Amazônia é o maior bioma do Brasil, abrangendo um território de 4,196.943 milhões de km² (IBGE, 2004). Segundo Ministério Do Meio Ambiente (MMA, 2020), estima-se que neste bioma crescem 2.500 espécies de árvores, um terço de toda a madeira tropical do mundo, e 30 mil espécies de plantas, das 100 mil existentes na América do Sul. A vegetação predominante na Amazônia é a Floresta Ombrófila Densa, que corresponde a 41,67% do bioma.

A Caatinga é o único bioma exclusivamente brasileiro, com uma área de 844.453 km². Conforme os dados do MMA (2020), esta área é equivalente a 11% do território nacional, abrangendo os estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí, Sergipe e o norte de Minas Gerais. Rico em biodiversidade, o bioma abriga 178 espécies de mamíferos, 591 de aves, 177 de répteis, 79 espécies de anfíbios, 241 de peixes e 221 abelhas.

O Cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul, ocupando uma área de 2.036.448 km², cerca de 22% do território nacional. Reconhecido como a savana mais rica do mundo, abriga 11.627 espécies de plantas nativas já catalogadas, são conhecidas 199 espécies de mamíferos, a avifauna (837 espécies), peixes (1200 espécies), répteis (180 espécies) e anfíbios (150 espécies). O número de peixes endêmicos não é conhecido, porém os valores são bastante altos para anfíbios e répteis: 28% e 17%, respectivamente. De acordo com estimativas recentes, o Cerrado é o refúgio de 13% das borboletas, 35% das abelhas e 23% dos cupins dos trópicos (MMA, 2020).

A Mata Atlântica possui uma área territorial de 1.326.480,02 km², ou seja, 15,5%

do território brasileiro (MMA, 2020). É composta por formações florestais nativas (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual) e ecossistemas associados à manguezais, vegetações de restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encraves florestais do Nordeste. Estima-se que abriga 20.000 espécies de vegetais, sendo 35% destas existentes no Brasil. Aves (849 espécies), anfíbios (370 espécies), répteis (200 espécies), mamíferos (270 espécies), e peixes (350 espécies) (MMA, 2020).

O Pampa está restrito ao estado do Rio Grande do Sul, onde ocupa uma área de 176.496 km² (IBGE, 2004). Segundo o MMA (2020), o bioma Pampa correspondendo a uma área de 63% do território estadual e a 2,07% do território brasileiro. As paisagens naturais do Pampa são variadas, de serras a planícies, de morros rupestres a coxilhas, com paisagens caracterizadas pelo predomínio dos campos nativos, mas há também a presença de matas ciliares, matas de encosta, matas de pau-ferro, formações arbustivas, butiazais, banhados, afloramentos rochosos, etc. Estima-se que existam 3000 espécies de plantas, com notável diversidade de gramíneas, são mais de 450 espécies (campim-forquilha, grama-tapete, flechilhas, barbas-de-bode, cabelos de-porco, dentre outras). Destaque para as espécies de leguminosas (150 espécies) como a babosa-do-campo, o amendoim-nativo e o trevo-nativo, nas áreas de campos. A fauna possui uma estimativa de 500 espécies de aves, e 100 espécies de mamíferos (MMA, 2020).

O Pantanal é considerado uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta. A sua área aproximada é 150.355 km². Segundo o MMA (2020), este bioma é considerado o de menor extensão territorial no Brasil, ocupando 1,76% da área total do território do país. Em seu espaço territorial o bioma, que é uma planície aluvial, é influenciado por rios que drenam a bacia do Alto Paraguai. O Pantanal sofre influência direta de três importantes biomas brasileiros: Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, além de sofrer influência do bioma Chaco (nome dado ao Pantanal localizado no norte do Paraguai e leste da Bolívia). Neste Bioma, foram catalogados os seguintes números de espécies: peixes (263 espécies), anfíbios (41 espécies), répteis (113 espécies), aves (463 espécies) e mamíferos (132 espécies sendo 2 endêmicas) (MMA, 2020).

3.2 Levantamento das áreas de queimadas nos biomas brasileiros

O fogo é um importante elemento nas relações evolutivas dos ecossistemas, no entanto, a~~s~~ elevada~~s~~ ocorrência~~s~~ deste, pode~~m~~ influenciar as relações ecológicas dentro de cada bioma. Os impactos das alterações dos regimes de fogo alcançam distintos patamares de acordo com as características de determinados ecossistemas afetados (ALVES; ALVARADO, 2019). Segundo Pivello (2011), os incêndios com raios naturais podem acontecer facilmente em savanas e pastagens, mas são raros nas florestas úmidas, no entanto, ressalta que as ações antropogênicas têm mudado os regimes naturais de fogo na maioria dos tipos de vegetação brasileira por mais de 4000 anos.

De acordo com a série temporal analisada, o somatório total das áreas queimadas entre todos os biomas no território brasileiro, foram de 3.536.764 km². Diante disto, a Tabela 1 apresenta a área fitoecológica agrupada e total de cada bioma, e a Figura 2 demonstra a área queimada total em km² nos biomas do território brasileiro no decorrer de 2009 a 2020.

Biomas	Vegetação	Antrópicas	Água	Não Classificado	Total
Amazônia	3.720.847,42	401.855,83	107.787,52		**4.230.490,77**
Caatinga	518.317,00	299.616,00	7.817,00		**825.750,00**
Cerrado	1.236.770,75	797.991,72	12.383,88		**2.047.146,35**
Mata Atlântica	285.640,79	751.372,78	15.364,13	6.650,15	**1.059.027,85**
Pampa	73.649,74	86.788,70	17.804,57		**178.243,01**
Pantanal	131.189,00	17.439,90	2.557,30		**151.186,20**
Total	**5.966.414,70**	**2.355.064,93**	**163.714,40**	**6.650,15**	**8.491.844,18**

Tabela 1 - Caracterização das áreas (km²) dos biomas do Brasil por região fitoecológica agrupada.

Fonte: Adaptado de MMA, 2020.
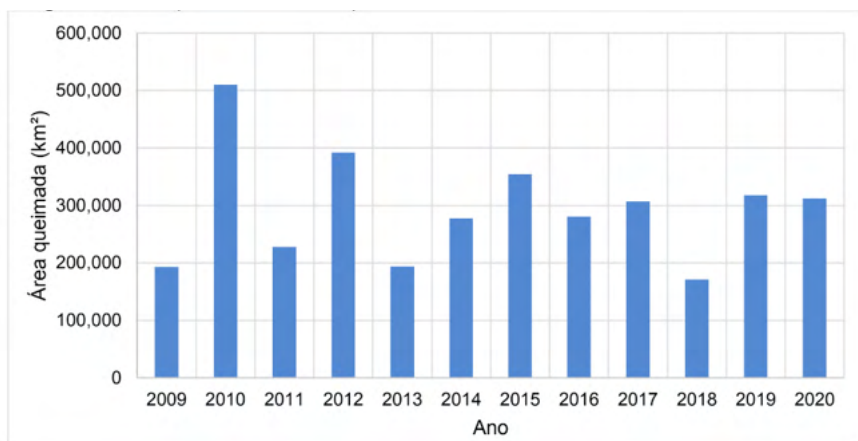
Figura 2 – Total por ano das áreas queimadas em km² de todos os biomas de 2009 a 2020.

É possível identificar as variações que existem no decorrer dos anos, sendo que em alguns ocorreram picos intensos e outros apresentaram decréscimos de áreas queimadas. Os anos que apresentaram maiores registros de áreas queimadas foram 2010, 2012, 2015, 2017, 2019 e 2020, nos quais a área queimada esteve acima de 306.000 km², sendo que 2010 foi o ano em que ocorreu o ápice de área total queimada no Brasil, registrando 510.116 km².

Conforme os dados, os anos seguintes registraram reduções nas quantidades de áreas queimadas em todos os biomas, o que pode estar relacionado com as determinações

instituídas pela Lei nº 12.651/12 (BRASIL, 2012a), que dispõe sobre a Proteção da Vegetação Nativa, e vigora mediante as alterações instituídas pela Lei nº 12.727, de 26 de setembro de 2012 (BRASIL, 2012b), a qual estabelece, no artigo 38, a proibição do uso de na vegetação, mas abre pelos menos três exceções, sendo uma delas em locais ou regiões cujas peculiaridades justifiquem o emprego do fogo em práticas agropastoris ou florestais, desde que com autorização do órgão ambiental.

No entanto, mesmo com leves reduções, o ano de 2012 se caracterizou ainda como destaque, registrando 391.800 km² de áreas queimadas. Apesar de 2015 e 2017 serem configurados também como os anos em que apresentaram maiores ocorrências, queimaram, respectivamente 354.526 km² e 306.993 km² de área, apresentaram baixas em comparativo aos anos anteriores em destaque, porém estes níveis tornaram a crescer nos anos de 2019 com 317.479 km² e o ano de 2020 com 312.140 km² total de áreas queimadas.

Em toda a série temporal, 2018 foi o ano em que ocorreu o menor registro de áreas queimadas, um total de 170.981 km², apresentando uma amplitude total de 339.135 km² entre a quantidade máxima e mínima de áreas queimadas registradas na série temporal, isto deve-se ao fato de que o ano de 2018 todos os biomas tiveram queda nos registros de queimadas, conforme ilustrado na Figura 3, que apresenta o total de áreas queimadas correspondente a cada bioma (Figura 3).
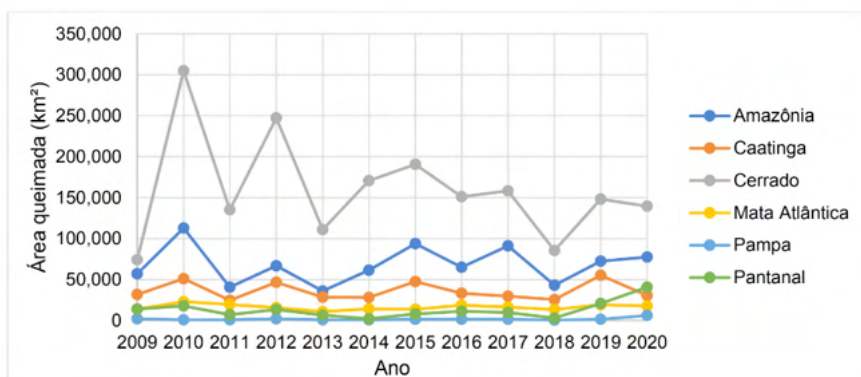
Figura 3 – Total de áreas queimadas em km² por biomas nos anos de 2009 a 2020.

Pode-se dar destaque para o Cerrado, que registrou 4,2% de área total queimada no bioma no ano de 2018, sendo o menor índice de queima no Cerrado registrados em todos os anos do período estudado. Verificou-se também picos na quantidade total de área queimada nos biomas Cerrado, Amazônia e Caatinga nos anos de 2010, 2012, 2015, 2017, 2019.

O Cerrado, no ano de 2010, foi o responsável por 59,60% do total das áreas

queimadas no território brasileiro. No entanto, teve decréscimo nos anos em destaques de incidências, retornando a aumentar no ano de 2019, em torno de 73% comparado a 2018, ano em que apresentou o menor registro de áreas queimadas na série. O cerrado é um dos mais importantes *hotspots* de biodiversidade do mundo, por ser um bioma dependente do fogo, sua estrutura e dinâmica da vegetação são moldadas e dependem do regime natural de incêndios (SILVA et al., 2020). Porém a expansão agrícola e as mudanças de uso da terra, tem acentuado as incidências de fogo neste bioma.

O bioma Amazônia apresentou a mesma dinâmica do Cerrado, registrando o pico de áreas queimadas em 2010, com 112.814 km² e apresentando 93.667 e 91.240 km² em 2015 e 2017, respectivamente, o que representa uma redução em torno de 52% nos registros de áreas queimadas em 2018, voltando a elevar-se em torno de 67% em 2019 e 79% em 2020, em relação ao ano de 2018.

Parte destes registros podem ser influências da relação entre os dois biomas, Amazônia e Cerrado, pois em períodos de seca severa, parte do bioma Amazônia que faz fronteira com bioma Cerrado, podem pegar fogo, principalmente em locais com alterações antropogênicas (PIVELLO, 2011). Nos biomas Cerrado, Caatinga e Pantanal, as queimadas se concentram em áreas de formações naturais, enquanto nos biomas Amazônia, Mata Atlântica e Pampa a presença do fogo relaciona-se com as atividades agrícolas e pastagens (ALVES; ALVARADO, 2019).

No Brasil, as áreas de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia são consideradas como as mais afetadas frequentemente pelo fogo (SILVA CARDOZO et al., 2011). No entanto, os eventos de El Niño e La Niña podem influenciar na ocorrência das queimadas. A pesquisa realizada na Amazônia oriental, região constituída do nordeste e sudeste do estado do Pará, conduzida por Sodré et al. (2018), evidenciou que em anos de La Niña, no segundo semestre dos anos analisados, apresentaram intensas ocorrências de queimadas, com índices superiores ao mesmo período em anos de El Niño. Assim, em anos anômalos de El Niño e La Niña a ocorrência é maior considerados aos de anos normais.

O estudo evidencia que, apenas o bioma Pampa teve redução de áreas queimadas em 2010, o qual se configurou como um dos anos destaques de maiores incidências. No entanto, fica evidente que todos os biomas tiveram aumento significativo das áreas queimadas no ano de 2019 em relação ao ano de 2018. É notório também que, no ano de 2020 o bioma Amazônia manteve-se aumentando suas áreas queimadas, destaque também ocorreu nos biomas Pantanal e Pampa. O bioma Pantanal no ano de 2020, queimou 27% do total territorial de área correspondente a ele, o que representa 13 vezes a mais em relação a 2018, ano em que teve o menor registro. Já o bioma Pampa em 2020, queimou 3,5% da área correspondente ao seu território, significando que queimou 10 vezes a mais em relação ao ano de 2018 onde teve o menor registro da série.

O Brasil tem 6% de seu território destinado para a conservação da biodiversidade

em áreas públicas, mas a maior parte está concentrada na região amazônica. Fora da Amazônia, as terras sob proteção atingem um máximo de 3% e são apenas cerca de 1% no Pampa (METZGER et al., 2019). Isto pode estar influenciando no aumento das ocorrências das áreas queimadas neste bioma. Segundo estudo conduzido por Alves e Alvarado (2019), os maiores mosaicos de áreas queimadas no bioma Pampa concentraram-se na Estação Ecológica do Taim, a qual possui formações naturais úmidas não florestais, e registrou uma dispersão menor de queimadas em áreas associadas a cultivos agrícolas e pastagens.

Além do bioma Pampa, o Pantanal foi um dos biomas em que sofreu forte impacto com as queimadas, registrando aumento contínuo a partir de 2018 a 2020. Este bioma sofre influência direta dos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica. Conforme o estudo de Miranda et al. (2018), a elevada incidência de queimadas no bioma Pantanal, ocorreram nos meses mais secos do ano, quando houve maior influência da temperatura do que da precipitação e da umidade relativa, também devido ao manejo do solo transformando em pastagens. Assim, a falta de chuvas ocorridas nos verões de 2019 e 2020, foram causadas pela redução de transporte de massa de ar quente e úmido do verão da Amazônia para o Pantanal, então, as massas de ar quente e secas predominaram, contribuindo aos impactos severos na hidrologia do Pantanal, isso contribuiu para o aumento intenso das queimadas no bioma, levando a graves impactos ao ecossistema (MARENGO et al., 2021).

A Mata Atlântica tem a maior quantidade de áreas protegidas, sendo 879 áreas consideradas prioritárias para conservação, contudo, está na quarta posição entre as que tiveram os maiores pontos com fogo (JESUS et al., 2020). Porém, novos estudos trazem expectativas quanto a recuperação deste bioma. A pesquisa conduzida por Rezende et al. (2018), revela uma cobertura vegetal atual de 28% do bioma Mata Atlântica, que representa 32 milhões de hectares (Mha) de vegetação nativa, identificou-se também 7,2 Mha de áreas ciliares degradadas, das quais 5,2 Mha deve ser restaurado antes de 2038 pelos proprietários de terras para o cumprimento da legislação.

A Tabela 2 demonstra a quantidade de área total queimada em km² por biomas somando os 12 anos da série temporal estudada, evidenciando a conversão destas áreas em unidades de campos de futebol, para que se tenha uma real percepção da extensão das áreas queimadas que ocorreram dentro de cada bioma no decorrer dos anos. Somados, os biomas brasileiros queimaram 3.536.764 km² de área, esta extensão representa 937.107.705 campos de futebol queimados nos últimos 12 anos.

Biomas	Total área (km²)	Campos de futebol
Cerrado	1.916,606	268.432.213
Amazônia	817.654	114.517.367
Caatinga	432.069	60.513.866
Pantanal	154.033	215.732.490
Mata Atlântica	196.432	275.114.850
Pampa	19.970	2.796.919
Total	**3.536.764**	**937.107.705**

Tabela 2 – Total das áreas queimadas (km²) por biomas na série temporal de 2009 a 2020 transformados em unidades de campos de futebol correspondente.

Pesquisas têm evidenciado as consequências dos impactos ambientais que o fogo pode causar ao meio ambiente. Mesmo assim, os biomas do território brasileiro sofrem perdas devido à influência do fogo prescrito, acidental ou criminal no decorrer dos anos. Assim, O Brasil é o país com as maiores perdas de vegetação natural do mundo (FAO, 2016). No entanto, biodiversidade e ecossistemas nativos são elementos fundamentais para enfrentar as crises socioeconômicas nacionais e globais, pois trazem novas oportunidades de desenvolvimento (METZGER et al., 2019).

Em alguns biomas, as características climáticas favorecem a queima, contudo, a maior parte das queimadas são provocadas pelas atividades humanas decorrentes da tradição de usar o fogo como ferramenta de manejo agropecuário para criar pastagens, áreas para agricultura e/ou para facilitar a colheita (PEREIRA; SILVA, 2016). Mesmo que a prática do uso do fogo possa ser autorizada conforme as disposições da Lei nº12.651/12 (BRASIL, 2012a), é necessário entender de que forma o fogo pode ser usado como ferramenta de manejo. Segundo o estudo conduzido por Alcañiz et al. (2016), que tratou dos efeitos do uso do fogo sobre as propriedades químicas do solo, nove anos após a queima o sistema do solo estava longe de ser recuperado, pois ocorreram alterações e ainda estavam presentes no mesmo. Assim, a queima reduz a qualidade do solo e aumenta taxas de erosão e coeficientes de escoamento do solo, gerando água que escorre carregada de sedimentos e nutrientes, e isso resulta em a redução da matéria orgânica do solo (NADAL-ROMERO et al., 2018).

Além disso, é necessário compreender a incidência de impactos das queimadas que ocorrem nas áreas de transição entre os biomas do território brasileiro. Existe uma grande lacuna de conhecimento no que se refere ao entendimento dos impactos dos focos de queimadas na região de transição entre os biomas Amazônico e Cerrado, as características climáticas transicionais, o uso do solo e ocupações antrópicas, que intensificam os impactos na região (BEZERRA et al., 2018).

Diante destas perspectivas, entende-se que já está comprovado que as queimadas têm potencial para impactar todos os biomas, bem como os ecossistemas inseridos

neles, além de causar danos à saúde humana. No entanto, diante todas as evidências apresentadas pela literatura e discutidas, deve-se compreender que cada bioma tem uma relação específica com o fogo, bem como é fundamental estudar estratégias que possam reduzir os impactos causados pelas áreas de transição entre eles.

4 I CONCLUSÃO

O estudo evidenciou que as queimadas acontecem anualmente em todos os biomas do território brasileiro, sofrendo forte influência da ação antropogênica, devido principalmente à expansão agropecuária. O bioma Cerrado sempre esteve em destaque, porém este é dependente do fogo, e devido suas características, a incidência de fogo neste bioma se fará presente. Apesar de todos os esforços os últimos dois anos (2019 e 2020), todos os biomas tiveram aumento das queimadas em suas áreas. Além da ação antropogênica, os eventos climáticos influenciaram nas intensidades das queimadas.

Em toda a série temporal estudada, todos os biomas juntos queimaram o equivalente a extensão de 937.107.705 campos de futebol. No entanto, se faz necessário criar políticas públicas mais eficientes para conter a ocorrência em excesso do uso do fogo proveniente da ação humana, a qual acelera as mudanças do regime do fogo, reduzindo o tempo para que as interações ecológicas ocorram dentro de todos os biomas. É notório também que existem brechas de contenção nas áreas de transições entre os biomas, devido as incidências ocorrentes em que um pode impactar no outro.

Todavia, o fogo atua como um agente modificador dos ecossistemas naturais e a intensificação das queimadas nos biomas tem contribuído negativamente para aceleração destas. Dessa forma, torna-se prioritário instituir políticas eficientes e imediatas, conforme as características e as necessidades de cada bioma, bem como fiscalizações competentes para que estas sejam executadas.

AGRADECIMENTOS

À FAPESC pelo apoio na infraestrutura. À CAPES pela concessão das bolsas de estudos e à UNIEDU (Programa de Bolsas Universitárias de Santa Catarina).

REFERÊNCIAS

ALCAÑIZ, M.; OUTEIRO, L.; FRANCOS, M.; FARGUELL, J.; ÚBEDA, X. Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). **Science of the Total Environment,** v. 572, p. 1329–1335, 2016.

ANDRADE FILHO V. S; NETTO P. E.; HACON S. S.; CARMO.C.N**. Distribuição espacial de queimadas e mortalidade em idosos em região da Amazônia Brasileira, 2001 – 2012**. Ciência & Saúde Coletiva, v.22, n.1, p. 245-253, 2017.

ALVES, D. B.; ALVARADO, S. T. **Variação espaço temporal da ocorrência do fogo nos biomas brasileiros com base na análise de produtos de sensoriamento remoto.** Geografia, v. 44, n.2, p.321 – 345. jul. dez 2019.

ALVES, D. B.; PÉREZ-CABELLO, F. Multiple remote sensing data sources to assess spatio temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon). **Science of the Total Environment,** Amsterdam, v. 601-602, p. 142-158, mai. 2017.

BEZERRA, D. S.; DIAS, B. C. C.; RODRIGUES, L. H. S.; TOMAZ, R. B.; SANTOS, A. L. S.; SILVA JUNIOR, C. H. L. Análise dos Focos de Queimadas e Seus Impactos no Maranhão Durante Eventos de Estiagem no Período de 1998 a 2016**. Revista Brasileira de Climatologia**, ano 14 – v. 22, p. 446-462 – Jan/Jun – 2018.

BRASIL a. Lei nº12.651, de 25 de maio de 2012a. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 28 de maio de 1012, Seção 01, Página 1.Brasil: 2012.

BRASIL b. Lei nº12.727, de 17 de outubro de 2012b. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; Altera as leis 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as leis 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a medida provisória 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do artigo 167 da lei 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o parágrafo 2 do artigo 4 da lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Diário Oficial [da] União**, de 18 de outubro de 2012, Seção 01, Página 1. Brasil: 2012.

EMBRAPA, 2018. **Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira.** Brasília, 2018.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The State of Food and Agriculture.** Rome, 2012.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Global Forest Resources Assessment 2015: How are the World's Forests Changing**? Rome, 2016.

IBGE.Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2018. **Área territorial brasileira.** Rio de Janeiro, RJ.2018. Disponível em:< https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html>. Acesso em: 06 jun. 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa de Biomas e de Vegetação. 2004. Disponível em:<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>. Acesso em: 03 mai. 2020.

INPE.Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2020. **Portal do Monitoramento de Queimadas e** Incêndios Florestais. Disponível em:< http://www.inpe.br/queimadas>. Acesso em: 29 de mar. 2021.

JESUS, J. B.; ROSA, C. N.; BARRETO, Í. D. C.; FERNANDES, M. M. **Análise da incidência temporal, espacial e de tendência de fogo nos biomas e unidades de conservação do Brasil.** Ciência Florestal., Santa Maria, v. 30, n. 1, p. 176-191, jan./mar. 2020.

MARENGO, J.A.; CUNHA, A. P.; CUARTAS, L. A.; LEAL, K. R. D.; BROEDEL, E.; SELUCHI, M. E.; MICHELIN, C. M.; BAIÃO, C. F. P.; ÂNGULO, E. C.; ALMEIDA, E.K.; KAZMIERCZAK, M. L.; MATEUS, N. P. A.; SILVA, R. C.; BENDER, F. Seca Extreme Drought in The Brazilian Pantanal in 2019-2020: Characterization, Causes, and Impacts. **Frontiers in Water,** v.3, p.01-20, fev. 2021.

MCTIC - Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa**. Brasília, 3 ed. 2016.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE M. M. C. B.; FERREIRA J.; FERNANDES G. W.; LIBRÁN-EMBIDE F.; PILLAR V. D.; PRIST P. R.; RODRIGUES R. R.; VIEIRA I. C. G.; OVERBECKI G. E., et al. Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. **Perspectives in Ecology and Conservation,** v.17 p. 104–116, 2019.

MIRANDA, M. R. S.; NEVES, L.F. S.; KREITOW, J. P.; NEVES, S. M. A. S.; NEVES, R. J. **Distribuição de Queimadas e Mudanças na Cobertura Vegetal e Uso da Terra no Bioma Pantanal, Cáceres-Brasil.** Revista Caminhos da Geografia, Uberlândia-MG, v.19, n.65 p.91-108, març.2018.

MMA. **Ministério do Meio Ambiente. Biomas.** Disponível em:< https://www.gov.br/mma/pt-br>. Acesso em: 05 de ab. 2020.

NADAL-ROMERO, E.; LASANTA, T.; CERDÀ, A. Integrating extensive livestok and soil conservation policies in Mediterranean mountain áreas for recovery of abandoned lands in the central Spanish Pyrenees. A long-term research assessment. **Land Degradation & Development,** v. 29, p. 262 - 273, 2018.

PEREIRA, J.A.V.; SILVA, J.B. **Detecção de focos de calor no Estado da Paraíba: Um estudo sobre as queimadas.** Revista Geográfica Acadêmica, v. 10, n.1, p. 05-16, 2016.

PNUD. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – BRASIL 2015. **Ranking IDH Global 2014.** Disponível em:<https://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/idh0/rankings/idh-global.html>. Acesso em : 03 de maio, 2020.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology,** v. 7, n. 1,p. 24–39, abr. 2011.

REDIN, M.; SANTOS, G. F.; MIGUEL, P.; DENEGA, G. L.; LUPATINI, M.; DONEDA, A.; SOUZA, E. L. Impactos da Queima Sobre Tributos, Químicos, Físicos e Biológicos do Solo**. Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 2, p. 381-392, 2011.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation,** v.16, ed.4, p. 208-2014, out – dez.2018.

RÖSLER, D. C. Metodologia Para a Avaliação de Pastagens. Trabalho de Conclusão de Curso Apresentado à Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel Da Universidade Federal de Pelotas. Departamento de Zootecnia. Pelotas, 2017.

SANTOS, A. C. A.; NOGUEIRA, J. S. Análise do Material Particulado no pantanal Mato-Grossense**.** **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 30, n. 3, p. 254 - 264, 2015.

SEGER, C. D.; BATISTA, A. C.; TETTO, A. F.; SOARES, R. V. Comportamento do Fogo em Queimas Controladas de Vegetação de Estepe no Município de Palmeira, Paraná, Brasil**. FLORESTA**, Curitiba, v. 43, n. 4, p. 547 - 558, 2013.

SILVA CARDOZO, F. d; SHIMABUKURO, Y. E.; PEREIRA, G.; SILVA, F. B. Using remote sensing products for environmental analysis in South America. **Remote Sensing,** v. 3, n. 10, p. 2110–2127, 2011.

SILVA, P. S.; RODRIGUES, J. A.; SANTOS, F. L. M.; PEREIRA, A. A.; NOGUEIRA, J.; DACAMRA, C. C.; LIBONATI, R. Drives of Burned Area Patterns in Cerrado: The Case of MATOPIBA Region. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XLII-3/W12-2020, 2020 2020 IEEE Latin American GRSS & ISPRS Remote Sensing Conference (LAGIRS 2020), p. 22–26 Mar.2020, Santiago, Chile.

SODRÉ, G. R. C.; SOUZA, E. S.; OLIVEIRA, J. V.; MORAES, B. C. Cálculo de risco e detecção de queimadas: uma análise na Amazônia Oriental. **Revista Brasileira CIAMB**, n. 49, p. 1-14. set. 2018.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; da SILVA, V. P.; VALENTIM, J. F., et al. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Chang,** v. 28, p. 84–97. 2014.

CAPÍTULO 8

QUANTIFICAÇÃO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS A PARTIR DA QUEIMA DE BIOMASSA EM LAGES-SC

Data de aceite: 10/01/2022

Jordana dos Anjos Xavier
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
Lages – SC
http://lattes.cnpq.br/1562975042294996

Valter Antonio Becegato
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
Lages – SC
http://lattes.cnpq.br/3196823526572670

Alexandre Tadeu Paulino
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
Pinhalzinho – SC
http://lattes.cnpq.br/8957379372810063

RESUMO: No Brasil, a queima de biomassa é uma prática antiga utilizada em atividades relacionadas ao uso do solo. Porém, apesar de ser regulamentada em determinadas situações, é uma das principais responsáveis pela emissão de gases de efeito estufa. Nesse sentido, o objetivo do presente trabalho é quantificar as emissões atmosféricas oriundas da queima de biomassa no município de Lages-SC, e apresentar os possíveis impactos gerados pela prática da queimada. Para amostragem de dados utilizou-se de duas áreas localizadas em Lages, região serrana de Santa Catarina. Uma das áreas foi considerada com ausência de emissões atmosféricas antrópicas, chamada de área controle, para ser utilizada como referência, e a outra área havia ocorrência da prática da queimada. Foram amostrados os gases CO, CO_2, NO, NO_2 e SO_2, além da temperatura e umidade relativa ambiente. Com isso, pode-se identificar a ocorrência natural de CO_2 na atmosfera na área controle, e a maior concentração dentre os gases identificada na área de queimada. Já o CO, que também está presente na atmosfera de forma natural não apresentou concentração na área controle. O NO_2 apresentou o dobro da concentração de NO na área de queimada, visto que o segundo é um precursor do primeiro, enquanto o SO_2 apresentou a menor concentração registrada, pois sua maior ocorrência é em regiões industriais. Os impactos causados pelas emissões de gases de efeito estufa atingem tanto o meio ambiental, quanto social, pela escassez de alimentos e recursos disponíveis, além da ocorrência de desastres. Dessa forma, se faz necessária a adoção de estratégias de mitigação e de controle das atividades emissoras, pois são perceptíveis as transformações impulsionadas pelos efeitos dos impactos gerados a partir da emissão de gases de efeito estufa.
PALAVRAS-CHAVE: Queima de biomassa; Emissões atmosféricas; Gases de efeito estufa.

ABSTRACT: In Brazil, biomass burning is an old practice used in activities related to land use. However, despite being regulated in certain situations, it is one of the main responsible for the emission of greenhouse gases. In this sense, the objective of the present work is to quantify the atmospheric emissions from the burning of biomass in the municipality of Lages-SC, comparing with concentrations of an area

with no emission sources, and to present the possible impacts generated by the practice of burning. For data sampling, two areas located in Lages, in the mountainous region of Santa Catarina, were used. One of the areas was considered to have no anthropogenic atmospheric emissions, called the control area, to be used as a reference, and the other area had the practice of burning. CO, CO2, NO, NO2 and SO2 gases were sampled, in addition to the ambient temperature and relative humidity. With this, it is possible to identify the natural occurrence of CO2 in the atmosphere in the control area, and the highest concentration among the gases identified in the burn area. CO, which is also present in the atmosphere in a natural way, did not present concentration in the control area. NO2 presented twice the concentration of NO in the burning area, since the second is a precursor to the first, while SO2 presented the lowest recorded concentration, since its highest occurrence is in industrial regions. The impacts caused by greenhouse gas emissions affect both the environment and the social environment, due to the scarcity of food and available resources, in addition to the occurrence of disasters. Thus, it is necessary to adopt mitigation strategies and control the emission activities, as the transformations driven by the effects of the impacts generated by the emission of greenhouse gases are noticeable.
KEYWORDS: Biomass burning; Atmospheric emissions; Greenhouse gases.

1 I INTRODUÇÃO

A queima de biomassa no Brasil é realizada através de práticas relacionadas às atividades de uso da terra, como o desmatamento, limpeza do terreno, controle de pestes e processo de produção e expansão agropecuária (MARENGO et al., 2010). As queimadas podem ocorrer de forma natural, porém, em sua maior parte são originadas a partir de atividades antrópicas, que contribuem para o acúmulo de dióxido de carbono (CO_2), dentre outros gases de efeito estufa (GEE) responsáveis pela alteração das propriedades atmosféricas, afetando a qualidade do ar (KAISER et al., 2012).

O uso do fogo nos sistemas agrícolas tem causado um desequilíbrio nos ecossistemas e na saúde humana, além de ser potencializado pelo acelerado crescimento populacional, pelas mudanças no padrão de consumo e intensificação das atividades econômicas e tecnológicas. No entanto, esta é uma prática recorrente e antiga no país, a qual é considerada uma das principais contribuintes mundiais para emissão de GEE (GONÇALVES; CASTRO; HACON, 2012).

Há fatores que podem influenciar a queima de biomassa, como a intensidade, a taxa de propagação, duração, sazonalidade, recorrência e características de emissão, que dependem do ecossistema, da localização, clima e características do combustível (ICHOKU et al., 2012). De forma geral, no Brasil, a atuação das queimadas ocorre anualmente durante a estação seca, principalmente entre os meses de junho a outubro (CARDOZO et al., 2014).

Em Santa Catarina há também uma predominância na presença de focos de calor durante a estação seca, entre os meses de julho e agosto, associado a áreas de uso agrícola

e com vegetação menos densa, localizadas no planalto serrano do estado (TEIXEIRA et al., 2017). Entretanto, esse período torna a vegetação mais suscetível, pois o clima mais seco e a baixa umidade criam condições favoráveis a permanência do fogo.

A prática da queimada é regulamentada pelo Artigo 38, da Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, que autoriza o uso de fogo na vegetação em três condições, sendo uma delas em locais ou regiões cujas peculiaridades justifiquem o emprego do fogo em práticas agropastoris ou florestais, mediante prévia aprovação do órgão estadual ambiental competente (BRASIL, 2012). No estado de Santa Catarina a prática é autorizada mediante parecer do Instituto o Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA), por meio da Instrução Normativa (IN) nº 30, de julho de 2020 (SANTA CATARINA, 2020).

Contudo, segundo Cardozo et al. (2014), as queimadas causam diversos impactos ao ambiente, devido ao grande consumo de biomassa, principalmente no que diz respeito à liberação de gases para a atmosfera. Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho é quantificar as emissões atmosféricas oriundas da queima de biomassa no município de Lages-SC, comparando com concentrações de uma área com ausência de fontes emissoras antropogênicas, e apresentar os possíveis impactos gerados pela prática da queimada.

2 | MATERIAS E MÉTODO

Área de estudo

O município de Lages-SC está localizado na região serrana do estado de Santa Catarina, sendo o maior em extensão territorial do estado, com 157.544 habitantes, sendo que 97,11% residem na área urbana e apenas 2,89% residem na área rural (IBGE, 2019). A economia do município é baseada em oito segmentos, estabelecidos em função da sua importância em relação ao volume de empresas e empregos. Dentre estes segmentos estão a agricultura, pecuária e produção florestal, e as atividades mais estratégicas, tratando-se de movimentação econômica, são o plantio de pinus, criação de bovinos e produção leiteira, e os cultivos de soja, milho, maçã e feijão (SEBRAE/SC, 2017).

Pontos de coleta

O presente estudo utilizou de três pontos controle e três pontos com ocorrência de queimadas para coleta de dados de concentração de poluentes atmosféricos, conforme ilustrado na Figura 1. Os pontos de coleta para controle (PC1, PC2 e PC3) foram utilizados como referência, pois considerou-se a ausência de emissões atmosféricas de origem antrópica, visto que está localizado em uma Unidade de Conservação de Proteção Integral do município de Lages-SC. Essa unidade de conservação recebe o nome de Parque Natural Municipal (PARNAMUL) João José Theodoro da Costa Neto, com a presença de Floresta Ombrófila Mista, inserida no bioma Mata Atlântica (PARNAMUL, 2020).

Os pontos de coleta com emissões provenientes de queimada (PQ1, PQ2 e PQ3)

situaram-se às margens da SC-114, perímetro de Lages, sentido município de Painel. Essa região é caracterizada por propriedades rurais que desenvolvem atividades agropecuárias como criação de bovinos e cultivos agrícolas, além de apresentar alguns resquícios de campos nativos. A rodovia SC-114 é considerada de extrema importância para a região, pois além de ser utilizada pelos produtores rurais, para encaminhar suas produções para o comércio, é um caminho de acesso utilizado pelos turistas que estão rumo aos Caminhos da Neve, no município de São Joaquim.
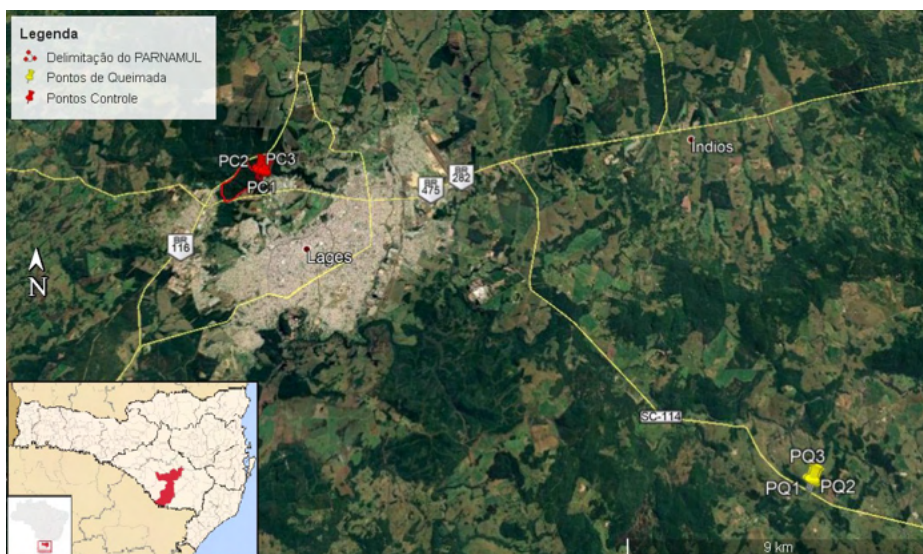
Figura 1: Identificação dos pontos de coleta de dados no município de Lages.

Amostragem

A amostragem, tanto dos pontos controle quanto dos pontos de queimada, foi realizada no mês de agosto de 2020, período de maior ocorrência de queimadas na região serrana de Santa Catarina, pois corresponde a estação seca. Os dias da amostragem apresentaram ausência de chuva e presença de ventos, contudo, a IN nº 30 do IMA dispõe sobre as condições climáticas em que a queima deve ser realizada, a qual não deve ocorrer em dias de muito vento ou de temperatura muito elevada (SANTA CATARINA, 2020).

Visto que não há nenhuma norma técnica a respeito da medição de poluentes atmosféricos com equipamentos portáteis, a medição foi realizada levando-se em consideração estabelecimentos da normativa definida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) 10051:2019 para medição de ruídos, pois refere-se à utilização de um equipamento portátil semelhante aos utilizados para a medição dos poluentes atmosféricos no presente trabalho. Assim, o equipamento de medição esteve a aproximadamente um

metro de altura em relação ao solo.

Cada amostragem teve duração aproximada de dez minutos e cada um dos pontos foi amostrado três vezes. Efetuou-se a medição dos seguintes poluentes atmosféricos: CO_2, monóxido de carbono (CO), monóxido de nitrogênio (NO), dióxido de nitrogênio (NO_2) e dióxido de enxofre (SO_2); além de temperatura (T) e umidade relativa ambiente. Foram utilizados os seguintes equipamentos, que forneciam os dados instantaneamente**:**

- **MiniRAE 3000:** É um medidor de gás de Compostos Orgânicos Voláteis (VOC's), dotado de um detector de fotoionização (PID), com uma lâmpada de 10,6 eV de descarga de gás. A resolução e alcance de medições estão dispostos na Tabela 1 e os gases medidos foram: NO e NO_2.

Lâmpada	Faixa	Resolução (ppm)
10,6 eV	0,1 a 15.000 ppm	0,1
9,8 eV	0,1 a 5.000 ppm	0,1
11,7 eV	0,1 a 2.000 ppm	0,1

Tabela 1: Resolução e alcance de medições do MiniRAE 3000.

Fonte: Adaptado de Estados Unidos, 2010.

- **ASKO AK786 com termo-higrômetro:** Apresenta as medições de CO_2, além de informações como a temperatura e umidade relativa ambiente, ponto de orvalho e bulbo úmido. As especificações do medidor estão apresentadas na Tabela 2.

	CO_2	Temperatura	Umidade
Faixa de Medição	0 a 9.999 ppm	10 a 50 ºC	10 a 90%
Resolução	1 ppm	0.1 º C	0.1 %

Tabela 2: Especificações do Medidor AK786.

Fonte: Adaptado de Rio Grande do Sul.

- **Eagle Series Portable Multi-Gas Detector:** Possui o princípio de detecção dos gases baseado na combustão catalítica, célula eletroquímica, célula galvânica e infravermelho. É um instrumento portátil que oferece leituras de HC (padrão CH_4), oxigênio (O_2), CO e H_2S. As especificações do equipamento encontram-se na Tabela 3.

Gás	Faixa de medição	Precisão *O que é maior
O2	0 - 40% vol.	± 0,5% de O2
CO	0 - 500 ppm	± 5% da leitura ou ± 5 ppm de CO (*)
H_2S	0 - 100 ppm	± 5% da leitura ou ± 2 ppm H2S (*)

Tabela 3: Faixas de medição e precisão do medidor Eagle series Portable Multi-Gas Detector.

Fonte: Adaptado de Estados Unidos, 2009.

- **GasAlert Extreme Detector de gás único:** É um instrumento portátil que mede as concentrações de $SO_{2,}$ com sensor de medição do tipo célula eletroquímica de plug-in. A faixa de medição do equipamento é entre 0 a 100 ppm, e a temperatura e umidade de operação são, respectivamente, -40 ºC a 50 ºC, e 15% a 90% (CANADÁ, 2005).

Análise de Dados

Para análise dos dados, organizou-se os mesmos em planilhas eletrônicas e por fim, passaram por tratamento estatístico, por meio da estatística descritiva.

3 I RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com dados levantados pelo *Intergovernmental Panel of Climate Change* - Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) (2018), a agricultura, a silvicultura e outros usos do solo, são responsáveis por cerca de 10 a 12% das emissões mundiais de GEE de origem antropogênica, principalmente pelo desmatamento e emissões agrícolas da pecuária, manejo do solo e nutrientes. No Brasil, atividades como o florestamento, a agricultura e a pecuária, do setor agropecuário, também apresentam grande representatividade nas emissões de GEE (BRANDÃO et al., 2012).

Dessa forma, a comunidade científica nacional e internacional têm se preocupado frequentemente e discutido os impactos e as contribuições para o aquecimento global, gerados pela agricultura e outras formas de uso do solo (SOUZA; PREZOTTI; MARTINS, 2012). Nesse sentido, a fim de atingir os objetivos propostos, a seguir são apresentados e discutidos os resultados obtidos na quantificação das concentrações de poluentes atmosféricos em uma área considerada com ausência de emissões antrópicas e em área de queimada, no município de Lages-SC.

Os dados coletados durante a amostragem dos pontos controles estão apresentados na Tabela 4. Dentre os poluentes quantificados, com exceção do CO_2, os demais apresentaram concentração igual a 0,0 μg/m³. A temperatura do ar apresentou média de 19,6ºC e a umidade relativa ambiente média foi de 68,5%.

Controle	CO2	SO2	CO	NO	NO2	T	U
	----------------------μg/m³----------------------					°C	%
PC1	436.000	0	0	0	0	20	69,1
	445.000	0	0	0	0	19,9	68,5
	441.000	0	0	0	0	20	68,5
PC2	447.000	0	0	0	0	19,9	67,2
	445.000	0	0	0	0	19,9	66,8
	435.000	0	0	0	0	19,9	66,9
PC3	435.000	0	0	0	0	19	69,9
	444.000	0	0	0	0	19	69,9
	453.000	0	0	0	0	19	69,8
Média	**442.333,3**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**19,6**	**68,5**

Tabela 4: Concentrações obtidas na amostragem dos pontos controle.

O setor de transportes é considerado o principal emissor de poluentes atmosféricos, devido a queima de combustíveis fósseis (BARCZAK; DUARTE, 2012). Sendo assim, a ausência de fontes emissoras antropogênicas na área resultou em nenhum registro de concentração para os poluentes SO_2, CO, NO e NO_2. Entretanto, o CO é um elemento encontrado naturalmente na atmosfera, devido a assimilação pelas plantas e algas que realizam fotossíntese (BRANCO; MURGEL, 2010). Dessa forma, é possível que a concentração de CO não tenha sido registrada por estar abaixo do limite de detecção do equipamento de medição.

Já os compostos NO, NO_2 e SO_2 são lançados na atmosfera a partir da combustão, e apesar de a Lei nº 12.651/12 dispor em seu artigo 38 que o emprego de queima controlada em Unidade de Conservação é autorizada, quando em conformidade com o plano de manejo e prévia aprovação do órgão gestor da Unidade de Conservação (BRASIL, 2012); no respectivo dia em que a coleta de dados foi realizada não havia a ocorrência da prática no PARNAMUL. O CO_2 foi identificado em altas concentrações, com uma média de 442.333,3 μg/m³, e desde o início do século XX tem-se observado um aumento na proporção de CO_2 no ar atmosférico, em consequência do excesso de produção decorrente da expansão industrial (FELLENBERG, 2003).

A Tabela 5 demonstra as concentrações médias dos poluentes atmosféricos, e os valores de temperatura e umidade relativa ambiente obtidos na área dos pontos de queimada. As concentrações médias de CO_2, SO_2, CO, NO e NO_2, foram de 946.777,7; 1.666,6; 82.555,5;18.932,5 e 38.849,1 μg/m³, respectivamente. A temperatura média foi de 34ºC e média da umidade relativa ambiente de 26,4 %.

Queimada	CO2	SO2	CO	NO	NO2	T	U
	---------------------------------µg/m³---------------------------------					°C	%
PQ1	697.000	1900	21000	4762	33939	33,3	27,2
	709.000	1800	49000	16918	9179	33,5	27,2
	683.000	1700	74000	21988	6457	33,5	27,2
PQ2	751.000	1800	76000	9595	21393	33,5	27,2
	940.000	1700	86000	19364	89174	33,5	25,8
	1.072.000	1600	93000	13041	54372	34,7	25,8
PQ3	1.178.000	1400	112000	26538	26100	34,7	25,8
	1.215.000	1500	115000	32000	72012	34,7	25,8
	1.276.000	1600	117000	26187	37016	34,7	25,8
Média	**946.777,7**	**1.666,6**	**82.555,5**	**18.932,5**	**38.849,1**	**34,0**	26,4

Tabela 5: Concentrações obtidas na amostragem dos pontos de queimada.

Na área dos pontos de queimada as concentrações obtidas para os poluentes foram maiores, comparadas a área dos pontos controle. O CO_2 foi o único poluente amostrado em que se identificou concentração na área dos pontos controle, apresentando um aumento de aproximadamente 114% na área de queimada. Práticas como queimas, fertilização mineral, intervenção frequentes e preparo intensivo do solo são responsáveis pelas emissões de CO_2, sendo assim, os bosques e agroecossistemas executam um papel importante no ciclo global de carbono (SOUZA; PREZOTTI; MARTINS, 2012).

Pode-se observar que o NO_2 apresentou concentração duas vezes maior que a concentração de NO, uma vez que o NO oxida-se a NO_2 pelo efeito da radiação, além de ambos serem formados pelas reações de combustão em temperaturas elevadas. O SO_2, formado pela combustão de substâncias que contém enxofre, como o petróleo, é encontrado geralmente em regiões industriais, assim, foi o composto registrado em menor concentração, porém mesmo que em pequenas quantidades é capaz de provocar danos severos à saúde humana (BRANCO; MURGEL, 2010).

Há fatores característicos da área de queimada que influenciam o fogo durante a prática, como a quantidade de material sobre o solo e suas propriedades, o teor de matéria orgânica, o relevo, a umidade e textura, além de fatores meteorológicos, como a temperatura, umidade e velocidade dos ventos (BROWN et al., 2018). A temperatura média teve um aumento de cerca de 73%, enquanto a umidade relativa ambiente média demonstrou uma queda em aproximadamente 138%, entre a área controle e de queimada, conforme ilustrado na Figuras 2.
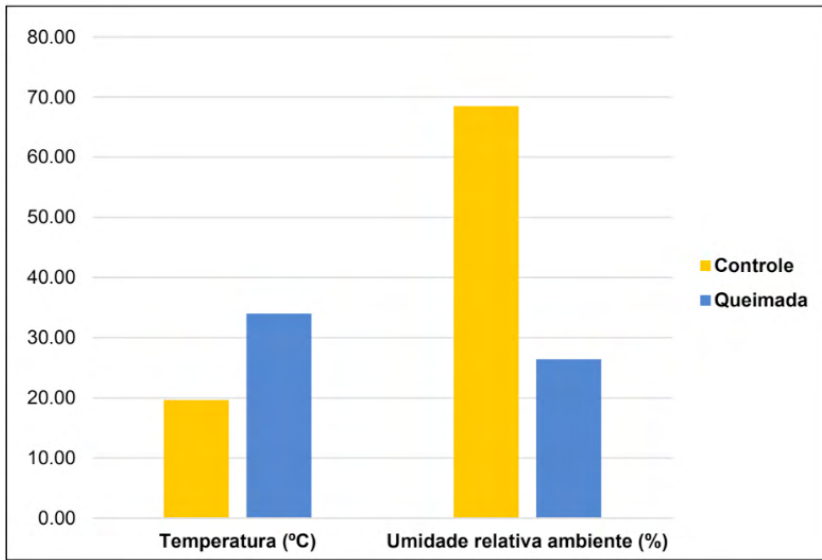
Figura 2: Comparativo entre as médias de temperatura e umidade dos pontos controles e de queimada.

A ação natural provocada pelo fogo, de aumento da temperatura e queda da umidade, favorece o aumento das concentrações dos gases emitidos durante a queima. Já que a temperatura e a umidade apresentam uma relação inversamente proporcional, na qual em temperaturas amenas, a umidade tende a elevar-se e os gases são dissipados pelo vapor d'água (BARRY; CHORLEY, 2013).

A emissão de GEE para a atmosfera, originados a partir de atividades antrópicas, está alterando a composição da atmosfera (BERNERS-LEE et al., 2012). Os impactos causados pelos GEE alcançam os meios ambiental e social. No solo, o fogo é capaz de provocar alterações de natureza física, química e biológica, as quais podem se tornar permanentes e vão depender de vários fatores que podem estar relacionados às características do fogo ou do solo. No entanto, a longo prazo os prejuízos da prática da queimada podem ser maiores que os benefícios de seu uso (REDIN et al.,2011).

Silva e Colombro (2019) realizaram um estudo de levantamento dos impactos decorrentes das emissões antrópicas de GEE. Dentre os impactos ambientais, e consequentemente das mudanças climáticas, pode-se destacar a redução dos recursos hídricos nas regiões subtropicais, risco a extinção de espécies, aumento do nível do mar, e o impacto sobre a segurança alimentar, pois as principais culturas sofrerão impactos negativos devido ao aumento das temperaturas. Dessa forma, os impactos ambientais geram efeitos sobre o bem-estar das gerações, atuais e futuras, e suas relações na sociedade. Pois, o estresse pelo calor, a ocorrências de desastres, a disponibilidade e acesso a alimentos, os impactos à saúde e a integridade territorial, causam prejuízos a manutenção adequada da vida humana, aumentando o risco de conflitos violentos.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo proporcionou quantificar e avaliar as emissões de GEE a partir da prática da queima de biomassa no município de Lages- SC, considerando uma área em condições de fontes emissoras de GEE de origem antrópica inexistentes, por se tratar de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, e uma área com ocorrência de queimada. Assim, foi possível verificar o aumento das concentrações dos poluentes atmosféricos comparando as concentrações obtidas nas duas áreas.

Tanto o NO_2 quanto o CO_2, que são produtos de reações envolvendo os elementos NO e CO, respectivamente, apresentaram concentrações maiores que seus precursores na área de queimada. Estes são compostos formados a partir da combustão, porém, O SO_2 apresentou a concentração mais baixa dentre os gases amostrados, mas apesar de também ser proveniente do processo de combustão, é comumente encontrado em regiões industriais.

Os GEE presentes na atmosfera são responsáveis pela ocorrência de impactos de diferentes magnitudes e em diferentes meios. Esses impactos estão diretamente relacionados ao meio ambiente, que por consequência lesionam a vida humana e seu meio social. Diante disto, se faz necessária a adoção de estratégias de mitigação e o controle das atividades emissoras, de maneira mais severa. Pois o conjunto de atividades humanas, bem como o aceleramento do processo industrial e urbano, tornam perceptíveis as transformações impulsionadas pelos efeitos desses impactos.

AGRADECIMENTOS

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão das bolsas de estudos.

REFERÊNCIAS

ABNT. **Norma 10151: Acústica**. Medição e avaliação de níveis de pressão sonora em áreas habitadas -Aplicação de uso geral. Rio de Janeiro: 2019.

BARCZAK, R.; DUARTE, F. Impactos ambientais da mobilidade urbana: cinco categorias de medidas mitigadoras. **Revista Brasileira de Gestão Urbana,** v. 4, n. 1, p. 13-32, jan./jun. 2012.

BARRY, Roger Graham; CHORLEY, Richard John. **Atmosfera, Tempo e Clima.** 9ª. ed. Porto Alegre: Brookman, 2013, 512 p.

BERNERS-LEE, M. et al. The relative greenhouse gas impacts of realistic dietary choices. **Energy Policy,** v. 43, p. 184-190, 2012.

BRANCO, S. M.; MURGEL, E. **Poluição do ar.** 2ª. ed. Curitiba: Moderna, 2010, 112 p.

BRANDÃO, F. S. et al. O papel do agronegócio brasileiro na redução de emissão de gases de efeito estufa (GEES). **Revista Agro@mbiente**, v. 6, n. 1, p. 84-90, jan./abr. 2012.

BRASIL. Lei nº12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 28 de maio de 1012, Seção 01, Página 1.Brasil: 2012.

BROWN, Vinicius et al. Efeitos no solo e nas culturas após vinte anos de cultivo convencional e semeadura direta. **Brazilian Journal of Agricultural Sciences**/Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.13, n. 1, 2018.

CANADÁ. BW Technologies by Honeywell. **Guia de Referência Rápida.** Calgary, 2005.

CARDOZO, F. S. et al. Análise das mudanças dos parâmetros físicos da superfície derivados das queimadas no estado de Rondônia. **Boletim de Ciências Geodédicas,** v. 20, n. 4, p. 830-854, out/dez, 2014.

ESTADOS UNIDOS. RAE Systems by Honeywell. **Guia do Usuário do MiniRAE 3000**. San Jose, ago. 2010.

ESTADOS UNIDOS. Eagle Series Portable Multi-Gas Detector. **Instruction Manual Eagle Series Portable Multi-Gas Detector**. Union City, ago. 2009.

FELLENBERG, G. **Introdução aos problemas da poluição ambiental**. 4ª. ed. São Paulo: EPU, 2003, 196 p.

GONÇALVES, K. S.; CASTRO, H. A.; HACON, S. S. As queimadas na região Amazônica e o adoecimento respiratório. **Ciência & Saúde Coletiva,** v. 17, n. 6, p. 1523-1532, 2012.

IBGE. **População Estimada**. Brasília, 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/por-cidade-estado-estatisticas.html?t=destaques&c=4209300>. Acesso em: 15, abr. 2021.

ICHOKU, C.; KAHN, R.; CHIN, M. Satellite contributions to the quantitative characterization of biomass burning for climate modeling. **Atmospheric Research**, v. 111, p. 1-28, 2012.

IPCC. Intergovernmental Panel of Climate Change. **Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)**. Organizers Pete Smith, Mercedes Bustamante. Genebra, IPCC, 2018.

KAISER, J. W. et al. Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power. **Biogeosciences**, v. 9, p. 527–554, 2012.

MARENGO, J. A. et al. Recent developments on the South American monsoon system. **International Journal of Climatology,** v. 112, n. 384, 2010.

PARNAMUL. **Nossa História**. Lages, 2020. Disponível em: <http://www.parquenaturaldelages.com.br/historia>. Acesso em: 15, abr. 2021.

REDIN, M. et al. Impactos da queima sobre atributos físicos, químicos e biológicos do solo. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 381-392, abr./jun. 2012.

RIO GRANDE DO SUL. AKSO Produtos Eletrônicos Ltda. **Manual de Instruções AK786 Medidor de CO2 com termo-higrômetro.** São Leopoldo, Jardim América.

SANTA CATARINA. **Instrução Normativa nº 30**. Autorização automática para queima controlada de campo e queima de resíduos florestais. Florianópolis: jul. 2020.

SEBRAE/SC. Serviço de Apoio às Micro Empresas de Santa Catarina. **Lages em números. Serviço de Apoio às Micro Empresas de Santa Catarina-SEBRAE/SC***.* Organizadores Cleber Borba Nascimento; Diego Wander Demetrio. Florianópolis: SEBRA/SC, 2017.

SILVA, K, Z. COLOMBO, R. Mudanças Climáticas: Influência Antrópica, Impactos e Perspectivas. **Journal of Social, Technogical and Environmental Science,** v. 8, n. 3, p. 47-68, 2019.

SOUZA, J. L.; PREZOTTI, L. C.; MARTINS, A. C. Potencial de sequestro de carbono em solos agrícolas sob manejo orgânico para redução da emissão de gases de efeito estufa. **IDESIA (Chile)**, v. 30, n. 1, p. 7-15, 2012.

TEIXEIRA, N. C. et al. Análise Preliminar da Relação Entre Queimadas e Chuvas no Estado de Santa Catarina. *In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Florianópolis. Laboratório de Controle da Qualidade do Ar, UFSC, 2017.

CAPÍTULO 9

MÉTODO DE INTERPOLAÇÃO KRIGAGEM NA MEDIÇÃO DE ILHA DE CALOR EM SANTARÉM-PA

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 08/10/2021

Felizandra Pereira de Aquino
Universidade Federal do Oeste do Pará
Santarém –Pará
http://lattes.cnpq.br/7708305383372473

Hudson Ferreira Dias
Universidade Federal do Oeste do Pará
Santarém –Pará

Victor Hugo da Rocha Uchoa
Universidade Federal do Oeste do Pará
Santarém –Pará
http://lattes.cnpq.br/7430102148484806

Carlos Manoel Rocha Melo
Universidade Federal do Oeste do Pará
Santarém –Pará
http://lattes.cnpq.br/8755029354433462

Raphael Tapajós
Universidade Federal do Oeste do Pará
Santarém –Pará
http://lattes.cnpq.br/3925768576575087

Wilderclay Barreto Machado
Universidade Federal do Oeste do Pará
Santarém –Pará
http://lattes.cnpq.br/7928041665593236

Rodrigo da Silva
Universidade Federal do Oeste do Pará
Santarém –Pará
http://lattes.cnpq.br/9990287494145760

RESUMO: Este trabalho consistiu em analisar a ilha de Calor no centro urbano de Santarém através do método geoestatístico de espacialização de dados pontuais chamado de Krigagem, onde se estima o valor de um dado atributo da localização não medida. Usando este método, a função de correlação espacial entre os dados pode ser usada para estimar o valor de um determinado atributo da localização não observada. Os dados de temperatura do ar foram obtidos através de uma rede de sensores sem fio da marca *HOBO*, os quais foram distribuídos em vários locais tanto na região urbana quanto na zona rural de Santarém, Pará. Observou-se em Santarém a formação de arquipélago de ilhas de calor com acentuados incrementos de calor devido à urbanização quando comparado com áreas mais afastadas do centro urbano, com valores médios por 7 dias em até 5 °C, configurando uma forte influência de ecossistema artificial no ambiente urbano em aquecer a camada de ar sobrejacente de ar na cidade em relação à zona rural. Verificou-se que a área vegetada situada no parque da Cidade em Santarém, foi capaz de reduzir valores de temperatura do ar em até 2 °C em relação à área do seu entorno no centro urbano de Santarém. Esta redução de temperatura do ar foi verificada no bosque situado nas dependências da UFOPA, Campus Tapajós. Esta redução ocorre devido à partição de energia, onde a vegetação tem a capacidade de conduzir o uso da energia disponível no ecossistema não só para aquecer o ar, mas também para a evapotranspiração. A interceptação da radiação solar direta é diminuída pela presença da vegetação, diminuindo

consequentemente o super aquecimento do terreno e a emissão de calor para a atmosfera e, reduzindo, portanto, o efeito de ilha de calor.
PALAVRAS-CHAVE: Balanço de radiação; ação antrópica, interpolação, climatologia urbana.

KRIGAGE INTERPOLATION METHOD IN HEAT ISLAND MEASUREMENT IN SANTARÉM-PA

ABSTRACT: This work consisted of analyzing a Heat Island in the urban center of Santarém through the geostatistical method of spatialization of punctual data called Krigagem, where the value of a given attribute of the unmeasured location is estimated. Using this method, a spatial correlation function between the data can be used to estimate the value of a given attribute from the unregistered location. The air temperature data were obtained through a network of wireless sensors of the HOBO brand, which were distributed in various locations both in the urban and rural areas of Santarém, Pará. An archipelago formation was observed in Santarém. of heat islands with accentuated heat increments due to urbanization when compared to areas further away from the urban center, with average values for 7 days at up to 5 °C, configuring a strong impact of artificial ecosystem in the urban environment in heating an air layer overlying air in the city in relation to the countryside. It was found that a vegetated area located in the Parque da Cidade in Santarém was able to reduce the air temperature values by up to 2 °C in relation to its surroundings in the urban center of Santarém. This reduction in air temperature was verified in the forest located on the premises of UFOPA, Campus Tapajós. This reduction is due to energy partitioning, where an area has the ability to use the energy available in the ecosystem not only to heat the air, but also to an evapotranspiration. The interception of direct solar radiation is diminished by the presence of vegetation, consequently decreasing the overheating of the terrain and an emission of heat to the atmosphere and, therefore, the heat island effect.
KEYWORDS: Radiation balance; anthropic action, interpolation, urban climatology.

1 | INTRODUÇÃO

Os primeiros relatos do uso da geoestatística datam de 1911, com W.B. Mercer e A. D. Hall que examinaram a variação da produção de culturas no espaço de pequenos lotes. Mas somente na década de 60 a geoestatística foi consolidada. Na área de mineração, em 1951, Daniel G. Krige, engenheiro de minas de ouro na África do Sul, observou ganhos na precisão das estimativas com dados de concentração do mineral quando considerou as amostras vizinhas (KRIGE, 1951).

A geoestatística parte do princípio que quanto mais próximas as amostras, mais parecidas entre si elas se apresentaram. Segundo Soares (2006), abrange um conjunto de métodos, técnicas e instrumentos estatísticos que caracterizam os fenômenos espaciais naturais e tem 42 por objetivo a caracterização da dispersão espacial e espaço-temporal das grandezas que definem a quantidade e a qualidade de recursos naturais e outros fenômenos em que os atributos manifestem certa estrutura no espaço e ou no tempo. Neste

contexto, destaca-se o método de interpolação por krigagem, no qual se pode estimar o valor de uma dada propriedade para um local onde não foi medida.

Com este método, pode-se estimar o valor de uma dada propriedade em local não observado, utilizando uma função de correlação espacial entre os dados, sem viés e com variância mínima (VIEIRA,2000). A interpolação por krigagem, ou simplesmente krigagem, cujo nome foi dado em homenagem a Daniel G. Krige, consiste em ponderar os vizinhos mais próximos do ponto a ser estimado, obedecendo os critérios de não tendenciosidade, que significa que em média a diferença entre valores estimados e observados para o mesmo ponto deve ser nula e ter mínima variância, ou seja, que os estimadores possuam a menor variância dentre todos os estimadores não tendenciosos.

Comparando a estatística clássica e a geoestatística, podemos dizer que requer normalidade e independência espacial entre os dados, enquanto a geoestatística requer correlação e dependência espacial.

Esse método Krigagem ou Krigeagem (do inglês *Kriging*) sendo feita apenas uma interpolação de regressão geoestatistica de aproximação de dados pessoais. Porém tem recebido várias críticas porque a interpolação de dados é uma abstração da realidade, na medida em que se afasta do ponto de observação e os resultados serão mais ou menos próximos à realidade em função da densidade da malha de registro de dados e sua distribuição espacial, das características das unidades do relevo e do método utilizado para interpolar (AMORIM, 2010).

2 I MATERIAL E MÉTODO

2.1 Área de Estudo

A pesquisa foi realizada na cidade de Santarém (Figura 1) situada na porção oeste do Estado do Pará, delimitada pelas coordenadas 2° 25′ 30″ S, 54° 42′ 50″ W. A cidade possui área territorial de 22.886,624 km², com população total de 294.580 habitantes distribuídos em 215.790 residentes na zona urbana e 78.790 na zona rural (IBGE, 2010). Situa-se na confluência dos rios Tapajós e Amazonas.

O clima dominante na região é quente e úmido, com temperatura média anual variando entre 25º e 28ºC. Segundo a classificação climática de Koppen, Santarém enquadra-se no tipo climático Am, ou seja, o clima é equatorial úmido com uma estação seca bem definida e outra com elevados índices pluviométricos. A estação chuvosa corresponde aos meses de dezembro a junho e a estação menos chuvosa compreende os meses entre julho e novembro. A pluviosidade média anual é de 1.920 mm (Jacinto et al., 2006). Apresenta pouca variabilidade na umidade relativa do ar e temperatura do ar, pressão atmosférica e velocidade do vento, devido estar localizada em latitude tropical próxima à linha
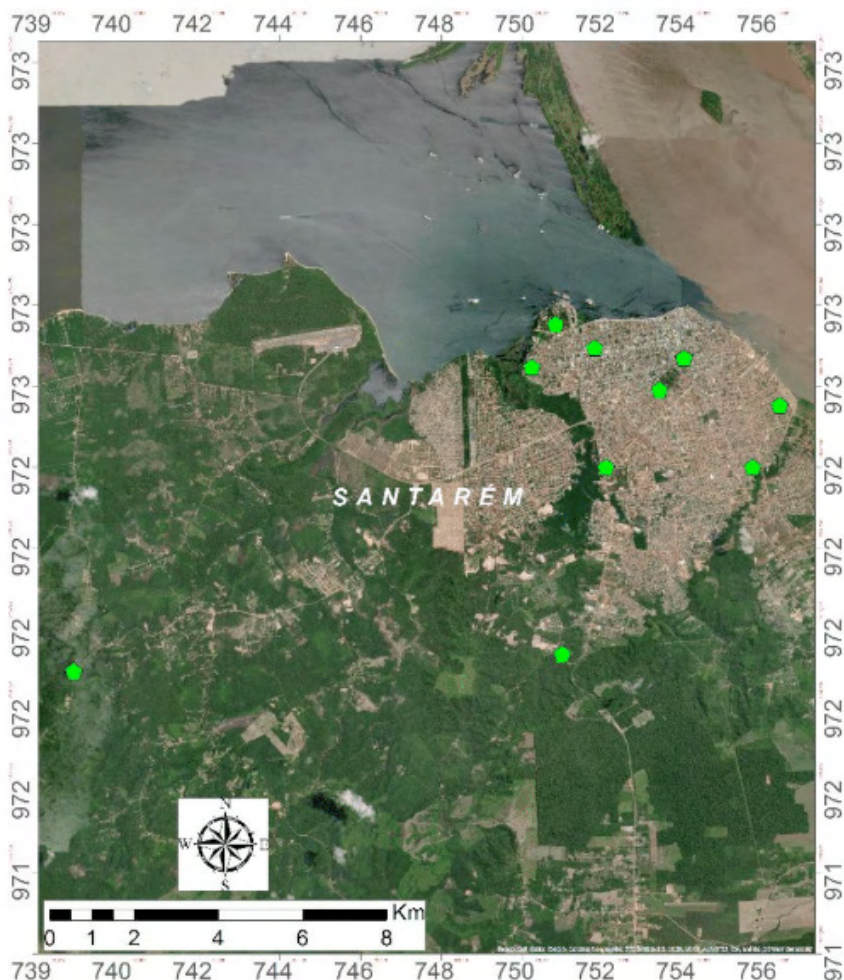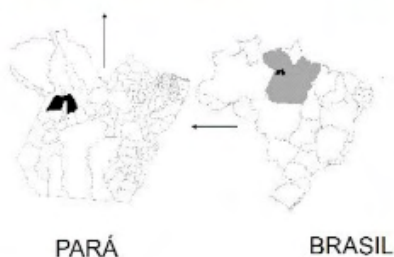
FIGURA 1: Localização da cidade de Santarém (PA).

Fonte: Mapa realizado pelos próprios autores.

3 I MATERIAIS E MÉTODOS

Os dados foram obtidos apartir de medidas do sensor termohigrômetro na marca

HOBO, consistindo em 11 sensores distribuído na área urbanizada e área rural (marginal) da cidade de Santarém, PA. Entre 13 e 20 de agosto de 2021.

O registrador de dados da marca HOBO é um dos instrumentos mais utilizados para a obtenção da temperatura do ar. Os modelos HOBO pro v2, servem como medidores e gravadores de dados, que quando conectados ao computador disponibilizam a leitura dessas medições. Para programar e descarregar os dados de um data logger você precisa do programa *HOBOWARE*. Este programa oferece funções como: gráficos, análise de dados, exportação de dados e gerenciamento simultâneo de vários registradores. Fornece também inicialização básica, leitura, plotagem e recursos para exportação de dados.
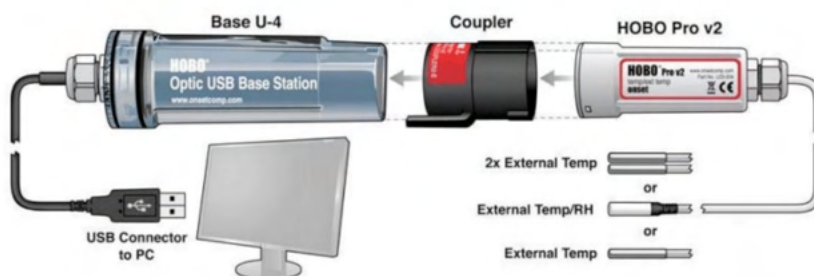
FIGURA 2: Equipamento utilizado na pesquisa.

Fonte: https://www.onsetcomp.com/products/data-loggers/u23-00

FÍGURA 03 : Abrigo para o sensor HOBO

Fonte: autores

Foram construídos abrigos para os protótipos de blindagem plástica multi painel na combinação um sensor de dados HOBO, consiste em pratos plásticos brancos como painéis sobrepostos que ajudam a passar o ar e protegem o equipamento minimizando as interferências causadas pela radiação solar e da chuva. Além disso, também pode ser usado como um material de isolamento térmico, de acordo com Sugestões de (2008). Construídos pelos alunos do curso de Ciências da Terra da Universidade Federal do oeste do Pará, sob a orientação do Professor Dr. Wilderclay Barreto Machado. Como uma solução barata e eficaz para atenuar os efeitos nas medidas de temperatura, como a incidencia direta da radiação solar, o aprisionamento de ar (microclima) no sensor e chuva. Para isso, configurou-se um abrigo conforme figura 3 abaixo.

Para determinar a intensidade da ilha de calor foi utilizado o mesmo método de Gomez e Garcia (2003), os dados dos pontos extremos devem indicar se uma ilha de calor se forma e qual a sua intensidade, este método agrupa a magnitude em função da intensidade (tabela 01).

Entre 0 a 2ºC FRACA
Entre 2 a 4°C MODERADA
Entre 4 a 6°C FORTE
Maior que 6°C MUITO FORTE

Tabela 01: Classificação da ilha de calor conforme sua magnitude em função da intensidade de acordo com Gomez; Garcia (2003).

4 | RESULTADOS

A fim de realizar a análise da ilha de calor em santarém através do método geostatístico de Krigagem na cidade de Santarém-PA, onde foram distribuidos 11 sensores termohigrômetros em diferentes feições tanto do centro urbano quanto da área rural.

A interpolação pela geoestatística ocorre com base no princípio da auto correlação espacial, ou seja, a semelhança de um ponto com seu entorno próximo. Esse método Krigagem ou Krigeagem (do inglês Kriging) sendo feita apenas uma interpolação de regressão geoestatistica de aproximação de dados pessoais. Porém tem recebido várias críticas porque a interpolação de dados é uma abstração da realidade, na medida em que se afasta do ponto de observação e os resultados serão mais ou menos próximos à realidade em função da densidade da malha de registro de dados e sua distribuição espacial, das características das unidades do relevo e do método utilizado para interpolar (AMORIM, 2017).
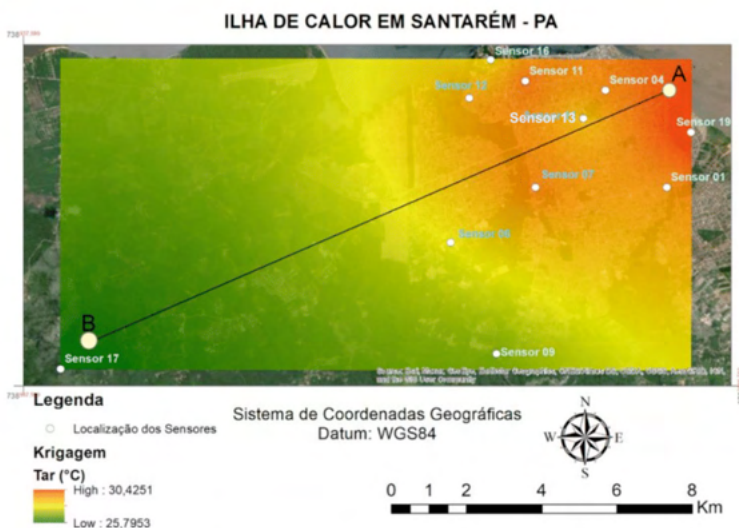
FIGURA 04 : Distribuição espacial da intensidade das ilhas de calor.

Fonte: Autores (2021).

Foi possível perceber na figura 04 maiores valores de temperatura na em áreas mais urbanizadas, no centro comercial de santarém, cujas cores são avermelhadas e com valores acima de 30 °C.

Percebeu-se tambem que há 6km de distancia do centro urbano, houve uma diminuição da temperatura do ar, cujos valores se situaram na escala da cor amarela, cujos valores giram em torno de 28°C. A partir desta distância, verificou-se que os valores de temperatura do ar diminuiram drasticamente, como mostra a figura 04, cuja cor é verde com valores médios diários em até 25,7°C. De acordo com a tabela 02 (diferença entre os valores médios dos sensores 19 e 17), foi possivel perceber que houve uma notória diferença de temperatura do ar entre área urbanizada e rural, cujo valor forade até 5°C. Tal diferença indica forte intensidade da ilha de calor que a modificação da paisagem em santarém proporciona para a população.

ID	N Total	Média (°C)	Desvio Padrão	Mínima (°C)	Mediana (°C)	Máxima (°C)	Amplitude Térmica (°C)
Sensor 01	768	29,1	3,3	24,2	28,5	37,2	13,0
Sensor 04	768	29,5	3,0	21,8	29,2	35,3	13,5
Sensor 06	768	28,1	2,9	23,5	27,6	33,6	10,1
Sensor 07	596	29,8	3,3	22,5	29,8	35,4	12,9
Sensor 09	768	26,8	3,3	22,7	25,7	34,7	11,9
Sensor 11	768	30,2	3,3	24,9	29,8	38,1	13,1
Sensor 12	768	29,3	3,2	23,9	29,0	36,6	12,7
Sensor 13	768	28,1	2,3	23,1	28,2	32,7	9,6
Sensor 16	768	27,8	2,3	23,4	27,7	32,1	8,8
Sensor 17	767	25,8	3,0	21,4	25,1	32,2	10,8
Sensor 19	768	30,8	1,4	27,7	30,9	33,8	6,2

Tabela 02 – Valores Médias de Temperatura do ar, Desvio padrão, Temperaturas mínima, mediana, máxima e amplitude máxima.

Notou-se também na figura 04, uma abrupta diminuição nos valores médios de temperatura do ar no centro urbano de santarém nos sensores 13 e 16, cujas cores se situaram na escala do amarelo, cuja diferença de temperatura fora de até 2°C. Essa diferença mostra o efeito de bosques urbanos, uma vez que neste lugares há predominancia da vegetação. As folhas e ramos presentes na classe “vegetação” reduzem a quantidade de radiação solar que chega à superfície abaixo da copa, uma vez que parte da radiação solar incidente é absorvida pelas folhas e utilizada para fotossíntese, e outra fração é refletida de volta para a atmosfera. Como consequência, o sombreamento diminui a temperatura da superfície e, por outro lado, superfícies mais frias acabam também por reduzir o calor transmitido para as edificações e a atmosfera. Diferentes estudos mostram que a redução na temperatura de paredes e telhados pode chegar a 20 ºC pelo efeito de sombreamento da vegetação (AKBARI et al., 1997; SCOTT et al.,1999).
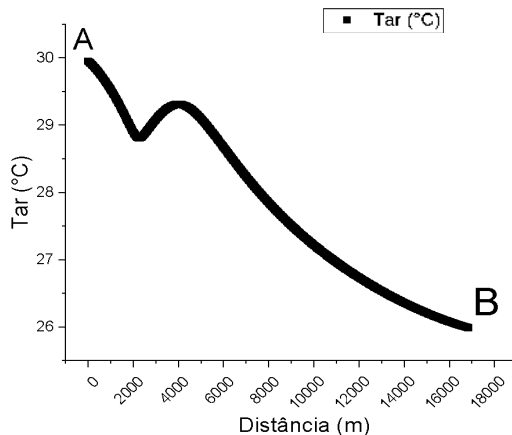
FIGURA 05 : Distribuição espacial em linha reta dos valores médios da temperatura do ar do ponto A ao ponto B.

Na figura 05, é possivel observar uma amostra em linha reta partindo do ponto A (área urbanizada) ao ponto B (área rural ou mais afastada do centro urbano). Verificou-se no em 2000m de distancia, uma acentuada diminuição nos valores médios de tempetarua do ar, de 30°C para até 28,5. Este efeito está relacionado à presença de bosque urbano (parque da cidade), cuja a condição de superfície é predominantemente de vegetação. Em seguida, quando acaba o bosque, um aumento uma bolha de temperatura fora detectada devido à áreas artificiais nos 2000 m até 8000 m. A partir daí, verificou-se uma acentuada diminuição da temperatura do ar para até 26°C, cuja área da superfície era arborizada (área rural).

Diniz Júnior (2013) concluiu que a vegetação, entre outros benefícios, influência nos dois mecanismos principais para a redução da temperatura do ar: o processo de evapotranspiração, que converte a energia solar em água evaporada ao invés de aumentar a temperatura do ambiente; e o sombreamento, que mantém as superfícies mais frescas, reduzindo a emissão de calor. A formação de ilhas de calor urbana é um dos fenômenos climáticos mais característicos do mau planejamento urbano (UCHÔA, 2011).

5 I CONCLUSÕES

Foi verificado que os ambientes com ausência de vegetação, principalmente nos espaços ocupados por atividades industriais, comércio e serviços apresentaram forte intensidade do fenômeno de ilha de calor em Santarém - PA, com diferenças de temperaturas médias superiores a 5°C. Desta forma constatou-se a importância do arboreto urbano e áreas verdes para a qualidade ambiental térmica dos espaços urbanos na cidade de Santarém-PA

REFERÊNCIAS

AKBARI, H.; KURN, D.; BRETZ, S.; HANFORD, J. **Peak power and cooling energy savings of shade trees**. Energy and Buildings, Lausanne, v.25, p.139-148, 1997.

AMORIM,M. C. C. T.; DUBREUIL, V. **Intensity of Urban Heat Islands in Tropical and Temperate Climates. Climate.** , v.5, p.91 - 104, 2017.

DINIZ JÚNIOR, Jabert. **A influência da vegetação no índice de conforto térmico em praças de diferentes configurações morfológicas na cidade de Santarém-PA**. 2012. 107p. Dissertação de Mestrado em Recursos Naturais da Amazônia. Área de concentração: Interação Biosfera-Atmosfera - Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia. Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, Santarém, 2012.

GÓMEZ, A. L.; GARCÍA, F. F.. La isla de calor en Madri: avance de un estudio de clima urbano. **Estudios Geográficos,** Madri, v.45, n.174, p.5-34, 1984.

KRIGE, D.G. (1951) **A Statistical Approaches to Some Basic Mine Valuation Problems on the Witwatersrand.** Journal of the Chemical, Metalurgical and Mining Society of South Africa, 52, 119-139.

JACINTO, A. I.;SIMAS, M. T. M.; BIANCHI, R.; OLIVEIRA, K. N.; RECH, C. M. C. B. (2006). **Aspectos físico-territoriais e atrações turísticas do município de Santarém, Pará.**Disponível em: <http://www2.ifes.com.br/webifes/revista/REVISTA%20DE%20TURISMO/EDI%C7%C30/ARTIGOS%20 2%AA20EDI%C7%C30/ASPECTOS>. Acesso 7 out. 2021.

SCOTT, K.; SIMPSON, J.R.; MCPHERSON, E.G. **Effects of tree cover on parking lotmicroclimate and vehicle emissions**. Journal of Arboriculture. Savoy, v.25, n.3, p.129-142, 1999.

SOARES, A. **Geoestatística para as Ciências da Terra e do Ambiente Lisboa,** 2, 2006.

TEODORO, P. H. M.; AMORIM, M. C. C. T.. **Ensaio metodológico sobre a utilização de transectos móveis no período diurno em Presidente Prudente-SP.** Revista de formação, n.17, v.1, p.77-95, 2010.

UCHÔA, P. W. S.. **Estudo de variações termo-higrométricas de cidade equatorial devido ao processo de urbanização:** o caso de Santarém-PA. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, 2011

VIEIRA, S.R. **Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo**. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H. & SCHAEFER, G.R., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v.1, p.1-54.

CAPÍTULO 10

MODELAGEM E PREVISÃO DA CONCENTRAÇÃO DE PM_{10}, NA CIDADE DE VITÓRIA, ESPÍRITO SANTO, BRASIL

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 08/10/2021

Wanderson de Paula Pinto
Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Professor do Curso de Engenharia Ambiental da Faculdade da Região Serrana (FARESE)
Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo, Brasil
https://orcid.org/0000-0001-5267-227X

Valdério Anselmo Reisen
Doutor em Matemática pela University of Manchester Institute of Science And Technology. Professor do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)
Vitória, Espírito Santo, Brasil
https://orcid.org/0000-0002-8313-7648

Gemael Barbosa Lima
Doutorando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Professor do Curso de Engenharia Ambiental da Faculdade da Região Serrana (FARESE)
Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo, Brasil
https://orcid.org/0000-0003-3675-4720

RESUMO: Este trabalho objetivou modelar e realizar previsões da série de concentrações médias diárias de Material Particulado Inalável (PM_{10}) monitorado no bairro de Jardim Camburi, Vitória, E.S., Brasil. As Concentrações do poluente foram obtidas junto ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA). Em particular, foram apresentados os resultados dos ajustes, assim como as previsões obtidas utilizando os modelos ARMA(5,1) e ARMA(2,1). De acordo com os resultados o modelo ARMA(5, 1) foi considerado mais adequado para fazer previsões de PM_{10}, além disso os resultados evidenciam que a Transformada de Fourier é uma opção para tratar a propriedade de sazonalidade de séries temporais.

PALAVRAS-CHAVE: Material Particulado, Sazonalidade, Séries Temporais, Poluição do ar.

MODELING AND FORECAST OF THE PM_{10} CONCENTRATION IN THE CITY OF VITÓRIA, ESPÍRITO SANTO, BRAZIL

ABSTRACT: This work aimed to model and forecast the series of average daily concentrations of Inhalable Particulate Material (PM_{10}) monitored in the neighborhood of Jardim Camburi, Vitória, E.S., Brazil. Pollutant concentrations were obtained from the State Institute for the Environment and Water Resources (IEMA). In particular, the results of the adjustments were presented, as well as the predictions obtained using the ARMA(5, 1) and ARMA(2,1) models. According to the results, the ARMA(5, 1) model was considered more suitable for making PM10 predictions, furthermore, the results show that the Fourier Transform is an option to treat the seasonality property of time series.

KEYWORDS: Particulate Matter, Seasonality, Time Series, Air Pollution.

1 | INTRODUÇÃO

O material particulado tem sido intensamente estudado por ocasionar alterações no clima, causar danos à saúde dos animais e, especialmente, na saúde dos humanos, principalmente, em ambientes urbanos industrializados (GODISH, 1997). O impacto sobre a saúde está diretamente relacionado ao tamanho, as forma e as composições das partículas. Segundo Trindade (2009) partículas pequenas adentram mais profundamente no sistema respiratório, sendo que partículas com formas pontiagudas e compostas com elementos químicos tóxicos podem lesar os tecidos do trato respiratório.

Segundo Holgate et al., (1999) um nível elevado dos poluentes pode ocasionar desde irritação dos olhos, nariz e da garganta, bronquite e pneumonia até doenças respiratórias crônicas, câncer de pulmão, problemas cardíacos, etc. Diversos estudos epidemiológicos têm demonstrado associações significativas entre a exposição à concentrações elevadas de PM_{10} na atmosfera a problemas de saúde (OSTRO et al., 1996; NASCIMENTO et al., 2006; MARTINS et al., 2002; GOUVEIA et al., 2003).

Com a difusão de metodologias para análises de séries temporais na literatura científica, diversos trabalhos foram publicados com análise de séries temporais de dados ambientais. No âmbito da poluição atmosférica, pode-se citar diversos autores que usaram a metodologia de séries temporais para estudar e analisar séries de concentrações de poluentes atmosféricos como Shively (1990), Robeson e Steyn (1990) e Goyal et al., (2006).

Vários métodos de previsão das séries temporais estão disponíveis na literatura, como os de médias móveis (MA), regressão linear com o tempo, suavização exponencial de Holt-Winters e os de Modelos ARIMA (Modelo Autorregressivo Integrado de Média Móvel). Os modelos ARIMA proporcionam previsões probabilísticas satisfatórias. Esses modelos apresentam diversas vantagens em relação aos outros modelos, como alisamento exponencial, em particular em sua capacidade de previsão e a sua grande quantidade de informações sobre mudanças relacionadas ao tempo (MISHA e DESAI, 2005).

Assim, este trabalho objetivou modelar e realizar previsões das concentrações médias diárias de Material Particulado Inalável (PM10), na cidade de Vitória, Espírito Santo, Brasil, utilizando a abordagem de séries temporais.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Esse trabalho foi realizado na Região da Grande Vitória (RGV), constituída pelos municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica, Serra e Viana, Espírito Santo. A região sofre com diversos tipos de problemas ambientais, dentre os quais está à deterioração da qualidade do ar, devido às emissões atmosféricas por indústrias e pela frota veicular.

A RGV possui uma Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar (RAMQAR) inaugurada em julho de 2000, de propriedade do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA). A referida rede é distribuída em oito estações

localizadas nos municípios que compõem a RGV, da seguinte forma: o município Serra com duas estações localizadas nas regiões de Laranjeiras e Carapina; o município Vitória com três estações localizadas nas regiões de Jardim Camburi, Enseada do Suá e Centro de Vitória. O município de Vila Velha apresenta duas estações localizadas nas regiões do Ibes e Centro de Vila Velha e o município de Cariacica com uma estação em Cariacica. A localização espacial das estações de monitoramento da RAMQAR está ilustrada na Figura 1.
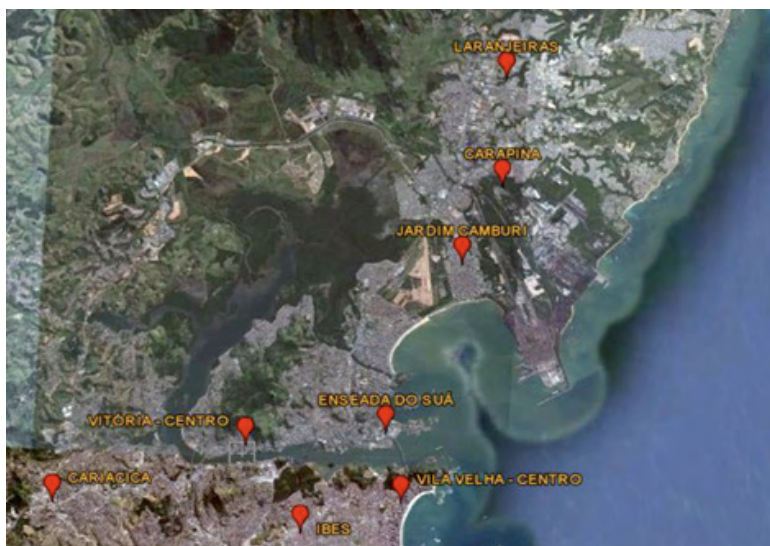
Figura 1: Localização espacial das estações de monitoramento da qualidade do ar da RGV.

Fonte: Google Earth (2015).

A RAMQAR monitora os seguintes poluentes: Partículas Totais em Suspensão (PTS); Partículas Inaláveis (PM10); Ozônio (O3); Óxido de Nitrogênio (NOx); Monóxido de Carbono (CO) e Hidrocarbonetos (HC). E ainda, realiza-se o monitoramento dos seguintes parâmetros meteorológicos: Direção dos ventos (DV); Velocidade dos ventos (VV); Precipitação pluviométrica (PP); Umidade relativa do ar (UR); Temperatura (T); Pressão atmosférica (P) e Radiação solar (I).

Foram consideradas 731 observações compreendidas entre 01 de janeiro de 2003 e 31 de dezembro de 2004, de médias diárias das concentrações de material particulado (PM_{10}), medidas em $\mu g.m^{-3}$ na estação de Jardim Camburi, Vitória-ES. Como os equipamentos de medição das concentrações de contaminantes na atmosfera podem apresentar falhas que impossibilitem seu funcionamento por algum tempo, ocasionando perda de dados, as médias diárias foram calculadas com as amostras existentes. Isto justifica a escolha desta série, pois a mesma contém uma porcentagem menor que 5% de

dados faltantes, viabilizando o estudo. Toda a análise estatística foi realizada no software R 2.15.1 (software livre).

Modelo Autorregressivo Integrado Média Móvel [ARIMA (p,d,q)]

Uma série temporal $\{X_t\}$ é dita um processo *ARIMA*(*p, d, q*) se,

$$\emptyset_p(B)(1-B)^d X_t = \theta_0 + \theta_q(B)\varepsilon_t, \quad (1)$$

Em que $\phi_p(B) = (1 - \phi_1 B - \cdots - \phi_p B^p)$ e $\theta_q(B) = (1 - \theta_1 B - \cdots - \theta_q B^q)$ são respectivamente polinômios autorregressivo estacionário e médias móveis invertível. Portanto, $\{X_t\}$ é processo não estacionário que depois de diferenciado $\nabla^d X_t\ (d \geq 1\ e\ \nabla = 1 - B)$ se transforma em processo estacionário e invertível *ARMA* (*p, q*).

Para *d*=0, o modelo *ARIMA* (*p, d, q*) pode ser escrito na forma,

$$\Phi(B)U_t = \Theta_q(B)\varepsilon_t \quad (2)$$

em que $U_t=(1-B)^d X_t$ é o processo estacionário *ARMA* (*p, q*), quando d≥1, o processo X_t não é um processo estacionário. Para detalhes ver em Wei (2006) e Brockwell e Davis (2002).

Metodologia de modelagem

A metodologia Box-Jenkins aplicada neste trabalho esta dividida nas seguintes etapas:

1. Identificação:
    - Comportamento geral da série
    - Transformação dos dados para estabilizar a variância;
    - Diferenciação dos dados para obter a série estacionária;
    - Seleção de um modelo a partir da observação da FAC e FACP.
2. Estimação:
    - Estimar os parâmetros do modelo;
    - Selecionar o melhor modelo através do critério de Akaike (AIC);
    - Avaliação do diagnóstico: análise residual.
3. Previsão.

3 I RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ajuste dos Modelos

Para melhor compreensão das variáveis estudadas a Tabela 1 apresenta algumas medidas descritivas da série. Verifica-se que a média diária de PM_{10} é de, aproximadamente,

27 $\mu g.m^{-3}$, sendo que a maior concentração foi de 67,8 $\mu g.m^{-3}$ e a menor foi 7 $\mu g.m^{-3}$. Outra forma de analisar descritivamente a série estudada é por meio da análise gráfica. A Figura 2 apresenta graficamente a série temporal de PM_{10}, destaca-se que a série apresenta sazonalidade bem definida.

	Média	Desvio	Min	Max	Mediana
Série PM_{10}	27.593	7.816	7.083	67.830	27.333

Tabela 1: Estatísticas descritivas da série de concentração das médias diárias PM_{10}.
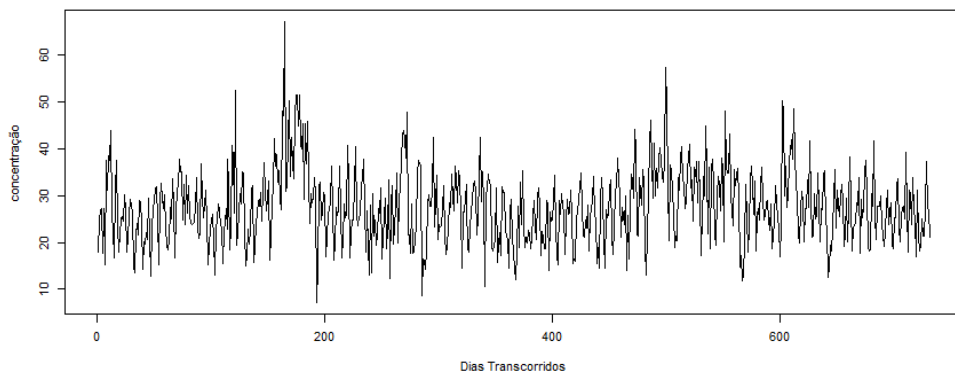
Figura 2: Série Temporal das concentrações de PM_{10} na RGV.

Segundo Box e Jenkins (1970) para fazer a identificação dos modelos é essencial estudar o comportamento da função de autocorrelação (FAC) e da função de autocorrelação parcial (FACP). A Figura 3 mostra a FAC (a) e FACP (b) da série de concentração de PM_{10}. Observa-se que a FAC apresenta correlações significativas com um decaimento lento para os *lags* múltiplos de 7, indicando a sazonalidade (s = 7), confirmando assim a variação entre as concentrações medidas nos dias úteis e finais de semana.
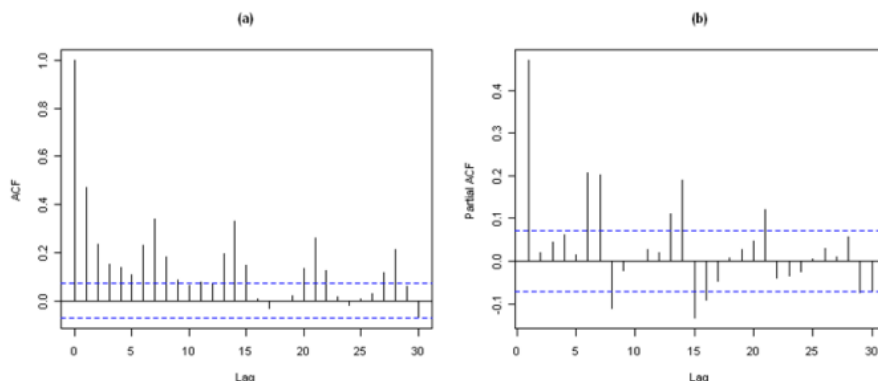
Figura 3: Função de autocorrelação (a) e função de autocorrelção parcial (b) da série temporal de $PM_{10.}$

O uso do teste de Dickey-Fuller (ADF) fornece uma estatística adequada para definir se a série apresenta raiz unitária, sendo caracterizada, portanto como uma séria não estacionária. A partir do resultado do teste ADF realizado pode-se concluir que a série de PM_{10} é caracterizada como um processo estocástico estacionário na média ao nível de 5%.

Um dos métodos para resolver o problema da sazonalidade é fazer a transformada de Fourier. O espectro de um processo estacionário é a transformada de Fourier da função de autocovariância de um processo absolutamente somável e de forma geral, um processo estacionário e pode ser representado pela função de distribuição espectral (WEI, 2006).

Segundo Brockwell e Davis (2002) o espectro é a representação de uma série temporal estacionária $\{X_t\}$ em uma soma de componentes senoidais com coeficientes aleatórios não correlacionados, em conjunto com a função de autocovariância de $\{X_t\}$. A decomposição espectral é análoga aos processos estacionários da representação de Fourier de funções determinísticas. A análise dos processos estacionários por meio de sua representação espectral é muitas vezes referida como "análise de domínio de frequência" de séries temporais ou "análise espectral". É equivalente a análise no domínio do tempo que utiliza a função de autocovariância, mas fornece uma forma alternativa de visualização do processo, o que para algumas aplicações pode ser mais esclarecedora.

A Figuras 4 apresenta a ACF e a PACF da série transformada. Através da análise da mesma fica evidente que o problema da sazonalidade foi parcialmente resolvido, ou seja, os fatores sazonais não vão contribuir de maneira forte para a variância total. Assim, podemos seguir para o próximo passo da modelagem que é a etapa de identificação.
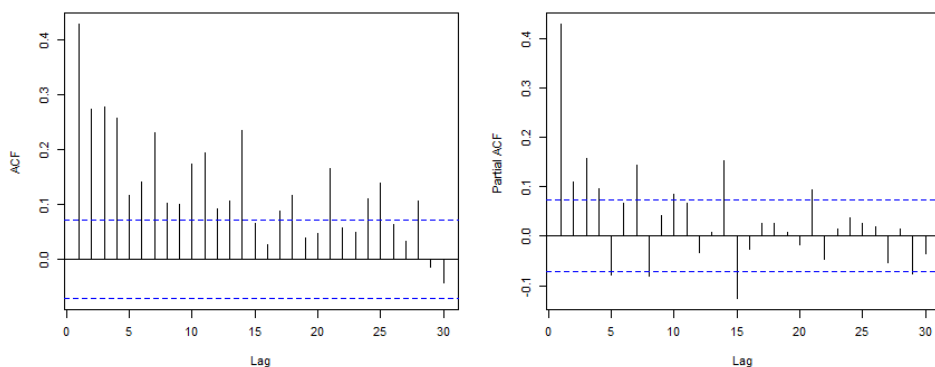
Figura 4: Correlograma da série temporal após transformada de Fourier.

Para escolher o melhor modelo o critério de informação de Akaike (AIC) (AKAIKE, 1974), foi utilizado. De acordo com o critério de AIC e análise da ACF dos resíduos, o ARMA(5,1), denominado modelo 1, foi o modelo mais bem ajustado a série após aplicar a transformada de Fourier. Para fins de comparação escolheu-se também um modelo

ARMA(2,1), denominado modelo 2, ajustado a série sem transformação. Nas Tabelas 2 e 3 contém as estimativas dos parâmetros e os respectivos erros padrão. A análise residual dos modelos valida-os para o passo seguinte.

Modelo 1	Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
ARMA(5,1)	ϕ_1	0,2066	0,1907
	ϕ_2	0,1092	0,0754
	ϕ_3	0,1334	0,0381
	ϕ_4	0,1430	0,0435
	ϕ_5	-0,0684	0,0422
	θ_2	0,1541	0,1882

Tabela 2: Estatísticas do modelo 1

Modelo 2	Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
ARMA(2,1)	ϕ_1	0,2161	1,3337
	ϕ_2	0,1054	0,6052
	θ_2	0,2415	1,3354

Tabela 3: Estatísticas do modelo 2

Em seguida é apresentada a análise comparativa da qualidade dos modelos ajustados. As Figuras 5 e 6 mostram uma análise visual dos dados ajustados pelos modelos 1 e 2 a série de PM_{10}. Essa análise evidencia um bom desempenho dos modelos, uma vez que estes mostram representar bem a série.
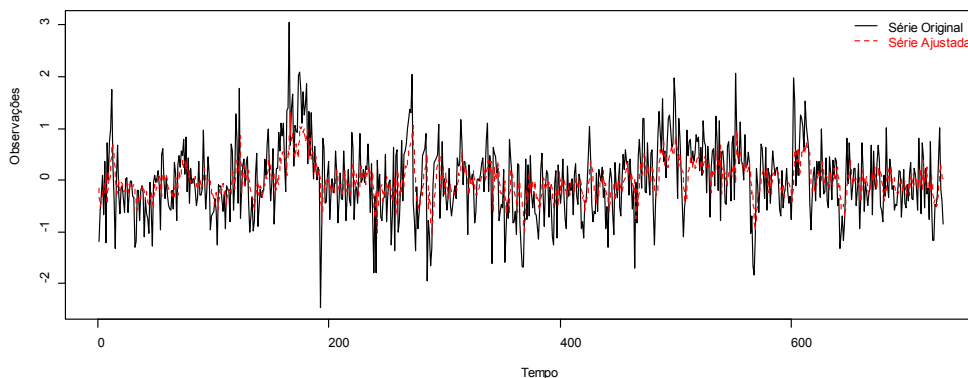
Figura 5: Valores de PM_{10} observados e Preditos pelo modelo 1.
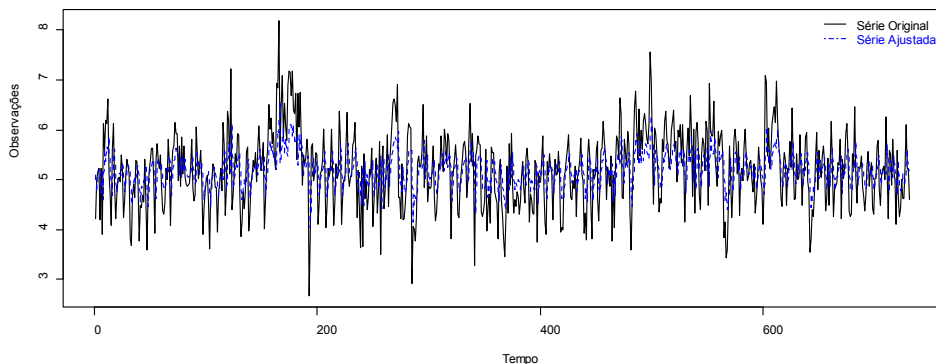
Figura 6: Valores de PM_{10} observados e Preditos pelo modelo 2.

Análise de Previsão

Um dos principais objetivos do trabalho é fazer a comparação entre os modelos. Portanto, nesta seção, é apresentado o estudo das previsões um passo à frente, para avaliar o desempenho dos modelos ajustados. No intuito de quantificar os erros no ajuste, algumas medidas de erros de predição e previsão são apresentadas nas Tabelas seguintes.

Medidas de erro	Modelo 1	Modelo 2
Erro Quadrático Médio (MSE)	0.3691	0.4358
Erro Absoluto Médio (MAE)	0.4703	0.5124

Tabela 4: Avaliação dos erros de predição dos modelos

Medidas de erro	horizonte	Modelo 1	Modelo 2
Erro Quadrático Médio (MSE)	h=1	0,2595	0,3098
Erro Absoluto Médio (MAE)	h=1	0.4290	0.4390

Tabela 5: Avaliação dos erros de previsões dos modelos

De acordo com as medidas de qualidade apresentadas nas Tabelas 4 e 5, observa-se que o modelo 1 possuem maior acurácia que o modelo 2, superioridade que pode ser verificada pelos menores valores de MSE e MAE, nos dois horizontes de previsão (h = 0 e h = 1). As conclusões comparativas sugerem a superioridade do modelo 1. Percebe-se que a adequacidade do modelo depende da série em estudo e de suas características. Por meio da análise gráfica e de medidas de qualidade pode-se verificar que a Transformada de Fourier é uma opção para tratar o fenômeno sazonalidade, pois o modelo 1 foi superior ao modelo 2. Com isso, sugere-se o uso dessa metodologia como ferramenta para o estudo de séries temporais com esta característica.

4 | CONCLUSÃO

As previsões de concentrações de poluentes atmosféricos podem ser utilizadas como ferramenta de alerta sobre futuros picos atípicos de concentrações e permitir a tomada de decisão quanto à adaptação de comportamento da população e grupos de risco, como crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias. Pode também servir para as autoridades competentes como informação para a preparação de planos para a redução de emissões e gerenciamento da qualidade do ar. A metodologia empregada neste trabalho se baseia na proposta por Box-Jenkins (1970). Essa metodologia foi aplicada para estudar o comportamento da série, verificar a estacionariedade e sazonalidade, ajustar o melhor modelo aos dados e fazer previsões. De acordo com as análises realizadas o modelo que melhor representou a série em estudo foi ARMA(5, 1).

A estrutura de correlação da série de PM_{10}, analisada nesse trabalho, apresentou a propriedades de sazonalidade. Uma opção de metodologia para resolver tal problema foi a Transformada de Fourier, que segundo os resultados é uma opção razoável para o estudo de séries temporais. Tal conclusão justifica-se devido aos resultados obtidos com o modelo ARMA(5,1), ajustado a série transformada, no estudo de previsão. Considerando a importância da previsão de concentrações de PM_{10}, para o planejamento de medidas de segurança, espera-se que os resultados encontrados neste trabalho propiciem incentivos para estudos futuros ligados ao planejamento dessas medidas.

REFERÊNCIAS

AKAIKE, Hirotugu. A new look at the statistical model identification. **IEEE transactions on automatic control**, v. 19, n. 6, p. 716-723, 1974.

BOX, G.; JENKINS, G. V. Time Series Analysis: Forecasting and Control V Holden. **Day, San Francisco**, 1970.

BROCKWELL, Peter J. et al. **Introduction to time series and forecasting**. springer, 2016.

BROCKWELL, P., DAVIS, R. **Introduction to Time Series and Forecasting**, second ed, Springer Verlag, 2002.

GODISH. T. **Air quality**. Boca Raton: CRC Press. LLC. 1997.

GOUVEIA, Nelson et al. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. **Epidemiologia e Serviços de saúde**, v. 12, n. 1, p. 29-40, 2003.

GOYAL, P.; CHAN, Andy T.; JAISWAL, Neeru. Statistical models for the prediction of respirable suspended particulate matter in urban cities. **Atmospheric environment**, v. 40, n. 11, p. 2068-2077, 2006.

HOLGATE. S. T., SAMET. J. M., KOREN. H. S., MAYNARD. R. L. **Air Pollution and Health**. San Diego.

EUA. Academic Press. 1999.

MARTINS, Lourdes Conceição et al. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, p. 88-94, 2002.

MISHRA, A. K.; DESAI, V. R. Drought forecasting using stochastic models. **Stochastic environmental research and risk assessment**, v. 19, n. 5, p. 326-339, 2005.

NASCIMENTO, Luiz Fernando C. et al. Efeitos da poluição atmosférica na saúde infantil em São José dos Campos, SP. **Revista de Saúde Pública**, v. 40, p. 77-82, 2006.

OSTRO, Bart et al. Air pollution and mortality: results from a study of Santiago, Chile. **Journal of exposure analysis and environmental epidemiology**, v. 6, n. 1, p. 97-114, 1996.

ROBESON, S. M.; STEYN, D. G. Evaluation and comparison of statistical forecast models for daily maximum ozone concentrations. **Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere**, v. 24, n. 2, p. 303-312, 1990.

SHIVELY, Thomas S. An analysis of the long-term trend in ozone data from two Houston, Texas monitoring sites. **Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere**, v. 24, n. 2, p. 293-301, 1990.

TRINDADE, C. C. Avaliação do uso de diferentes modelos receptores com dados de $PM_{2,5}$: balanço químico de massa (BQM) e fatoração de matriz positiva (FMP). 143 f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico, UFES, Vitória, 2009.

WEI. W. **Time Series Analysis**: univariate and multivariate methods. Pearson. Boston. 2006. 2 ed.

CAPÍTULO 11

PANORAMA DA COLETA SELETIVA EM SALVADOR-BA E A EXPERIÊNCIA DE COOPERATIVAS DE MATERIAIS RECICLÁVEIS COM OS POSTOS DE ENTREGA VOLUNTÁRIA (PEV)

Data de aceite: 10/01/2022

Juliane Figueredo de Araújo Ribeiro
Universidade Federal da Bahia

Gabriela Vieira de Toledo Lisboa Ataíde
Secretaria de Infraestrutura e Obras Públicas de Salvador

Luiz Roberto Santos Moraes
Universidade Federal da Bahia/Escola Politécnica/Departamento de Engenharia Ambiental

RESUMO: A Lei n. 12.305/2010 foi promulgada no Brasil, em 2010, instituindo a Política Nacional de Resíduos Sólidos, com um conteúdo que valoriza a importância do trabalho dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis organizados por meio das cooperativas. Nesse contexto, o estado da Bahia também promulgou a Lei n. 12.932/2014, da Política Estadual de Resíduos Sólidos e sua capital, o município de Salvador, promulgou a Lei n. 8.915/2015, que institui a Política Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, com conteúdos similares a Lei Nacional. Nesse sentido, com o objetivo de verificar a experiência da coleta seletiva na cidade de Salvador por meio dos Postos de Entrega Voluntária (PEV), foram obtidas informações da gestão municipal sobre as cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis da Cidade que estavam recebendo os resíduos/materiais dos PEV em 2018. As condições de funcionamento das cooperativas foram bastante variáveis, o reaproveitamento dos resíduos originários dos PEV foi em média de 40%, de forma que a renda das mesmas foi complementada por meio de parcerias firmadas com instituições públicas e privadas. Frente aos resultados encontrados, torna-se possível concluir que a coleta seletiva praticada em Salvador no período não recebeu o apoio satisfatório do Poder Público Municipal, conforme preconizado na Lei n. 8.915/2015.

PALAVRAS-CHAVE: Coleta seletiva, postos de entrega voluntária (PEV), cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis, Salvador.

OVERVIEW OF SELECTIVE COLLECTION IN SALVADOR-BA AND THE EXPERIENCE OF COOPERATIVES OF RECYCLABLE MATERIALS WITH VOLUNTEER DELIVERY STATIONS (PEV)

ABSTRACT: Law no. 12,305/2010 was enacted in Brazil in 2010, instituting the National Solid Waste Policy, with a content that values the importance of the work of reusable and recyclable material collectors organized through cooperatives. In this context, the state of Bahia also enacted Law n. 12,932/2014, of the State Policy on Solid Waste and its capital, the municipality of Salvador, enacted Law n. 8,915/2015, which institutes the Municipal Policy for the Environment and Sustainable Development, with content similar to the National Law. In this sense, in order to verify the experience of selective collection in the city of Salvador through the Voluntary Delivery Stations (PEV), information was obtained from the municipal management about the reusable and recyclable material cooperatives in the City

that were receiving the waste/ materials from the PEV in 2018. The operating conditions of the cooperatives were quite variable, the reuse of waste originating from the PEV was on average 40%, so that their income was supplemented through partnerships signed with public and private institutions. Based on the results found, it is possible to conclude that the selective collection practiced in Salvador during the period did not receive satisfactory support from the Municipal Government, as recommended in Law n. 8,915/2015.
KEYWORDS: Selective collection, voluntary delivery stations (PEV), reusable and recyclable materials cooperatives, Salvador.

INTRODUÇÃO

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal n. 12.305/2010) vigente há mais de onze anos no Brasil e regulamentada pelo Decreto n. 7.404/2010, estabelece princípios, objetivos, diretrizes e instrumentos a fim de orientar à União, aos Estados e Municípios acerca de suas obrigações para a gestão e o gerenciamento integrado dos resíduos sólidos, em seu território de competência (BRASIL, 2019).

Importante destacar que dentre os objetivos e diretrizes da Lei n. 12.305/2010, a não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos é apresentada como ordem de prioridade a ser observada na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos, nacionalmente. Dentre os princípios preconizados pela Lei n. 12.305/2010 em seu art. 6º, tem-se os incisos III que propõe a visão sistêmica na gestão de resíduos sólidos que considere variáveis ambientais, sociais, culturais e de saúde pública; o VIII que aborda o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania; e o X que enfatiza o direito da sociedade à informação e ao controle social (BRASIL, 2010a).

Uma análise criteriosa da Lei n. 12.305/2010 permite observar que a coleta seletiva, a indústria da reciclagem e os catadores de materiais reutilizáveis recebem destaque, tanto nos objetivos como nos instrumentos, devido a importância que representam para sociedade e o meio ambiente, em um contexto de conservação dos recursos naturais e geração de trabalho e renda. Sendo assim, pode-se observar no art. 7º, o inciso VI que recomenda o incentivo à indústria da reciclagem, tendo em vista fomentar o uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclado e o inciso XII que objetiva integração dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis nas ações que envolvam a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Já em relação aos instrumentos, é observado no art. 8º, o inciso III que estabelece a coleta seletiva, os sistemas de logística reversa e outras ferramentas relacionadas à implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e o inciso IV que incentiva à criação e ao desenvolvimento de cooperativas ou de outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis (BRASIL, 2010a).

Em relação ao Poder Público, a Lei Federal orienta que haja uma articulação entre as diferentes esferas com o setor empresarial e os diferentes segmentos da sociedade, com vistas à cooperação técnica e financeira para a gestão integrada de resíduos sólidos. Além disso, indica que nas aquisições governamentais, se dê prioridade a produtos reciclados e recicláveis; bens, serviços e obras que considerem critérios compatíveis com padrões de consumo social e ambientalmente sustentáveis. Por fim, recomenda-se a elaboração dos planos de resíduos sólidos em nível nacional, estadual, microrregional, intermunicipal e municipal de gestão integrada e os de gerenciamento para os grandes geradores (BRASIL, 2010a).

No estado da Bahia, em 2014, foi promulgada a Lei n. 12.932/2014, que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos, porém até o presente momento não foi regulamentada. Ressalta-se que há princípios, objetivos, diretrizes e instrumentos consonantes à Lei Federal e que a coleta seletiva, os catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis, além das instituições e empresas do segmento de reciclagem são destacados de forma similar a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BAHIA, 2014).

Em âmbito do município de Salvador, em 2015, foi promulgada a Lei n. 8.915/2015, que dispõe sobre a Política Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, cujo capítulo III refere-se à gestão dos resíduos sólidos com vinte e quatro artigos específicos. Nessa Lei, também se observa uma abordagem sobre a coleta seletiva, catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis e a indústria da reciclagem, no mesmo sentido que as leis federal e estadual. Além do caráter inclusivo para os catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis e apoio a formação de cooperativas ou associações de trabalhadores/as que devem receber prioridade para realização do serviço de coleta na Cidade, o inciso II do art. 55 destaca que o serviço de coleta seletiva deverá ser universalizado no município de Salvador. Sendo assim, verifica-se um arcabouço jurídico-legal que reconhece a importância dessa temática para sociedade, em geral (SALVADOR, 2015).

Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo analisar a atuação do Poder Público Municipal de Salvador em relação ao desenvolvimento da coleta seletiva na Cidade e o trabalho das cooperativas de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis com os materiais recolhidos nos Postos de Entrega Voluntária (PEV).

MATERIAL E MÉTODOS

Para o desenvolvimento do trabalho, realizou-se uma revisão do marco legal existente sobre coleta seletiva e cooperativas de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis. Em seguida, contatou-se a Empresa de Limpeza Urbana de Salvador (LIMPURB), responsável pelo gerenciamento dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos de Salvador, e a Secretaria de Sustentabilidade e Resiliência (SECIS),

responsável pela coleta seletiva municipal, a fim de obter informações sobre o panorama da coleta seletiva no município de Salvador. Dessa forma, obteve-se o conhecimento sobre a coleta dos resíduos dos Postos de Entrega Voluntária (PEV) distribuídos na Cidade, das cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis que estavam recebendo os materiais recolhidos nos PEV e da atuação na coleta seletiva do grupo Neoenergia/Coelba.

Também, aplicou-se um roteiro de entrevista, por meio de ligação telefônica, aos representantes das oito cooperativas de materiais recicláveis e reutilizáveis de Salvador apontadas pela Secis, como as instituições destinatárias dos resíduos recolhidos nos PEV, cujos questionamentos objetivaram: conhecer a situação e o tipo de resíduos/materiais que chegavam dos PEV às organizações formadas por catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis; destinação final dos resíduos; eventuais etapas de reciclagem executadas; número de cooperados; existência de parceria ou convênio com alguma instituição, empresa ou condomínio; tempo de atuação no mercado; remuneração pelo serviço de coleta seletiva; participação em editais públicos; tipo de apoio fornecido pela Prefeitura Municipal de Salvador (PMS); e se as associações de cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis eatavam reivindicando o direito de prestação do serviço de coleta seletiva no Município. Os respondentes das cooperativas que atenderam as chamadas, responderam às questões formuladas que quiseram e com total liberdade, não sendo utilizado Termo de Consentimento Livre e Esclarecido com os mesmos. Além disso, buscou-se conhecer, por meio de documentos e sítio na web, o projeto do grupo Neoenergia/Coelba voltado para a coleta seletiva, desenvolvido em Salvador. Ressalta-se que o presente estudo foi desenvolvido para atender a uma demanda institucional do Conselho Regional de Engenharia e Agronomia da Bahia (CREA-BA).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

É importante destacar inicialmente sobre a importância de marco legal, no Brasil, que valoriza as atividades desenvolvidas por catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis e que estimula a organização coletiva desses/as trabalhadores/as, por meio de associações ou cooperativas, e o serviço público de coleta seletiva. Nesse sentido, pode-se afirmar que a instituição das políticas públicas de resíduos sólidos, em distintos níveis da federação, representou um significativo avanço para os aspectos socioeconômicos, ambientais, saúde e segurança do trabalho, gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis para a sociedade, principalmente para aqueles que trabalham diretamente com a catação.

Atualmente, em Salvador, a Secretaria Municipal de Sustentabilidade e Resiliência (SECIS) é responsável pelo planejamento e a Limpurb pela operacionalização da coleta seletiva no Município. De acordo com informações da Secis, em 2018, o número de Postos de Entrega Voluntária (PEV) foi reduzido de 150 para 93, os quais atenderam somente 50

bairros do universo de 163 existentes no referido ano no Município, segundo o censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010). A justificativa para essa redução está atribuída a atos de vandalismo, sendo que muitos PEV foram queimados no local onde estavam implantados.

A logística da coleta seletiva em 2018 funcionava da seguinte forma: diariamente eram realizados três roteiros em que três caminhões, disponibilizados pela Limpurb, recolhiam o material de 10 a 11 PEV, que eram encaminhados para as cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis cadastradas na Limpurb. As cooperativas ao receberem os resíduos reutilizáveis ou recicláveis realizavam a triagem e comercializavam os mesmos com algumas empresas.

Segundo informações da Secis, em 2018, existiam dezessete cooperativas cadastradas na Limpurb, mas somente oito recebiam os materiais reutilizáveis e recicláveis devido às condições de estrutura interna para atender a demanda da Secis, sendo elas a Canore, Coopcicla, Cooperes, Cooperlix, Cooperbari, Cooperbrava, Recicoop e Caec, às quais também, aplicou-se o roteiro de entrevista ao representante que atendeu a ligação telefônica. Em 2019, Ribeiro (2019) apontou que somente cinco cooperativas permaneceram recebendo os resíduos dos PEV, em Salvador. Entretanto, os Quadros 1 e 2 apresentam informações vigentes em 2018, referente aos dados institucionais e as condições dos resíduos dos PEV encaminhados às cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis.

Cooperativa	**Tempo de atuação no mercado (anos)**	**Número de cooperativados**	**Área total da Cooperativa (m²)**	**Parcerias firmadas**
Recicoop	14	11	90	Sim
Cooperbrava	16	29	Não informado	Sim
Coopcicla	22	15	1.200	Sim
Cooperbari	20	17	7.200	Sim
Cooperlix	22	18	Não informado	Sim
Caec	15	76	11.000	Sim
Canore	12	16	Não informado	Sim
Cooperes	11	20	Não informado	Sim

Quadro 1: Informações institucionais das cooperativas que receberam os resíduos dos PEV, em 2018

Fonte: Elaboração própria (2019).

Conforme pode ser observado no Quadro 1, as cooperativas investigadas apresentaram um tempo de atuação variável como também de cooperativados. As áreas totais das cooperativas eram também diferentes, algumas com melhores condições de trabalho e outras em condições precárias, tanto em relação ao espaço disponível para o trabalho como o número de equipamentos próprios, sendo que a maioria possuía balança

e prensa, e apenas a cooperativa Canore possuía esteira. Além disso, os galpões eram alugados ou cedidos pela Prefeitura Municipal de Salvador ou pelo Governo do Estado da Bahia.

As parcerias firmadas com diversas instituições públicas e privadas são fundamentais para composição da receita das cooperativas, já que os percentuais de reaproveitamento dos resíduos dos PEV são pouco significativos, conforme observado no Quadro 2. Sendo assim, as cooperativas recolhiam os resíduos de supermercados, hospitais, condomínios, empreendimentos comerciais e de eventos, órgãos da PMS e do Governo Estadual, dentre outros.

É importante destacar que do total das cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis que recebiam os resíduos/materiais dos PEV, somente duas possuiam veículos próprios para realização da coleta seletiva, a saber: a Coopcicla e a Cooperbrava, sendo as demais dependentes de veículo (caminhão) cedido pela Prefeitura Municipal de Salvador (PMS), por meio da Limpurb, dois a três dias por semana. Ressalta-se que a disponibilização do veículo foi o único apoio apontado pela maioria das instituições entrevistadas e apenas a Canore informou que recebia luvas e botas quando solicitado à Limpurb.

Ou seja, constatou-se que a PMS não tem cumprido o estabelecido na Lei n. 8.915/2015, visto que as ações desenvolvidas pelo Poder Público Municipal têm sido insuficientes para o fortalecimento das cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis, conforme previsto no referido marco legal municipal. Além disso, faz-se necessário uma mobilização social a favor da temática supracitada, visto que as reuniões com o Ministério Público do Estado da Bahia, segundo relato de algumas cooperativas, não tem avançado nas negociações referentes à realização da coleta seletiva no município de Salvador e, segundo Ribeiro (2019), a instâncian de controle social municipal, ou seja, o Conselho Municipal de Meio Ambiente (COMAM) não tem discutido e nem acompanhado a implementação da Lei n. 8.915/2015.

Cooperativa	Reaproveitamento dos resíduos (%)	Etapas da reciclagem	Destinação final dos resíduos/materiais reaproveitados	Destinação final dos resíduos não reaproveitados
Recicoop	30	Triagem	Indústria de reciclagem	Coleta convencional
Cooperbrava	20	Triagem	Indústria de reciclagem	Coleta convencional
Coopcicla	40	Triagem e prensagem	Indústria de reciclagem	Coleta convencional
Cooperbari	45	Triagem e prensagem	Indústria de reciclagem	Coleta convencional
Cooperlix	70	Triagem	Indústria de reciclagem	Coleta convencional
Caec	Suspendeu o recebimento	-	-	-

Canore	10	Triagem, pesagem e prensagem	Indústria de reciclagem	Coleta convencional
Cooperes	40	Triagem e pesagem	Indústria de reciclagem	Coleta convencional

Quadro 2: Manejo da massa de resíduos reutilizáveis e recicláveis que foram enviados às cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis em 2018

Fonte: Elaboração própria (2019).

Diante dos resultados apresentados no Quadro 2, verifica-se a ineficiência da coleta seletiva por meio dos PEV em Salvador, tendo em vista os percentuais pouco representativos de reaproveitamento da massa de resíduos/materiais que são direcionados às cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis. A justificativa para esse cenário, segundo as cooperativas entrevistadas, está associado à quantidade significativa de vidro, materiais perfurocortantes, remédios, resíduos de banheiro ou a forma que recebem os resíduos misturados, da maneira que são disponibilizados para a coleta convencional realizada no município de Salvador cuja disposição final é o Aterro Metropolitano Centro (AMC), localizado na estrada do Cia-Aeroporto. Nesse contexto, a cooperativa Caec apontou que o principal motivo para suspensão do recebimento dos resíduos sólidos oriundos dos PEV no ano de 2018, deveu-se ao péssimo estado desses materiais para o encaminhamento à indústria de reciclagem que é a destinação final da massa reaproveitada pelas cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis.

Outro fator que merece destaque sobre a variação dos percentuais de reaproveitamento dos resíduos originários dos PEV está relacionado a análise realizada por um representante da cooperativa Cooperbari, ao afirmar que a depender da região do Município, se for de baixa renda, o percentual não ultrapassa 30%, porém em bairros com maior renda per capita, pode chegar a 80%. Sendo assim, pode-se inferir que existe uma relação entre a renda, grau de escolaridade e segregação dos resíduos, já que segundo o IBGE (2010b), populações com maiores rendimentos mensais possuem também um maior grau de escolaridade. Além disso, de maneira geral, verifica-se que os PEV dispostos em alguns bairros da Cidade não cumprem a função da coleta seletiva e nem de educação ambiental, visto que a maioria da população dispõe diversos tipos de resíduos misturados nesses coletores e mesmo ao redor deles.

Também, destaca-se o manejo dos resíduos reutilizáveis e reaproveitáveis executado pelas cooperativas, em que a maioria não possuía o controle dos materiais que chegavam dos PEV e a justificativa, de acordo com algumas cooperativas, estava associada ao tempo gasto para a realização manual da triagem, ou era realizada uma pesagem global e não por tipo de resíduo. Porém, a Coopcicla apesar de informar que a pesagem era realizada antes da triagem, não repassou tais informações. É importante destacar que a pesquisa foi desenvolvida pelo Conselho Regional de Engenharia e Agronomia da

Bahia (CREA-BA) e a metodologia utilizada, possivelmente, não favoreceu a obtenção de maiores informações, além de que notou-se uma resistência de vários representantes das cooperativas entrevistadas em repassar os dados por via telefônica, sendo solicitado uma visita à cooperativa, o que representou um fator limitante desse estudo.

Em relação a assistência técnica para submissão de projetos à editais públicos, verificou-se que a maioria das cooperativas não dispunha de pessoal capacitado para submeter propostas que possibilitassem melhorias para o trabalho desenvolvido nas mesmas. Apenas duas cooperativas (Cooperbrava e Cooperes) informaram que eram assistidas com o trabalho voluntário de técnicos especializados e, dessa forma, a cooperativa Cooperes afirmou, que, por esse meio, a prensa e o caminhão foram obtidos.

Em relação aos ecopontos, que são locais para recebimento de entulho, pilhas, baterias, pneus e recicláveis (vidro, papel, papelão e plástico), em 2018, de acordo com a Limpurb, havia em funcionamento somente um localizado no bairro Itaigara, atrás do Hiper Posto. O ecoponto do Vale da Muriçoca estaria em processo de requalificação e a meta da Limpurb era instalar oito ecopontos para esse ano e oito no ano de 2019, porém a meta para o ano de 2018 não foi atingida, de acordo com Ribeiro (2019). Vale ressaltar que a Limpurb trabalha com uma divisão administrativa da Cidade por meio de Núcleos de Limpeza (NL), que congrega um conjunto de bairros, tendo o Município um total de 18 NL. É importante destacar que, para uma cooperativa de material reutilizável e reciclável desenvolver o trabalho, faz-se necessário o cadastro na Limpurb, para fins de controle administrativo.

Quanto ao grupo Neoenergia/Coelba, foi desenvolvido um projeto de coleta seletiva em Salvador com os condomínios, intitulado de Vale Luz, Programa de Eficiência Energética que promove descontos na conta de energia pela troca de resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis, como: metais (latas de alumínio e sucatas de ferro); papéis (papéis brancos, revistas, jornais, panfletos); papelões; plásticos (garrafas PET, embalagens de detergente e produtos de higiene, águas sanitárias); e óleo de cozinha. Como critérios para o condomínio participar do projeto Vale Luz, é desejável que o mesmo possua prática da coleta seletiva implantada e não possua parceria ou convênio com cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis. Em relação à logística do projeto, é necessário que o condomínio separe e armazene os materiais reutilizáveis e recicláveis aceitos pelo projeto que devem estar limpos e secos (COELBA, 2018).

O Projeto Vale Luz da Coelba também contempla pessoas físicas, por meio do atendimento em postos fixos localizados no Salvador Shopping e Salvador Norte Shopping. Além disso, é disponibilizado uma unidade móvel em Salvador, cuja programação com localização, data e horário pode ser acessada no site do Projeto. Para receber o desconto na conta de energia, o indivíduo deve portar o RG e a conta de energia. No aplicativo Vale Luz cliente tem os valores disponíveis dos materiais recicláveis por quilograma de peso. A ação "Merrecas", associada ao projeto Vale Luz, tem por objetivo estimular a entrega das

latas de alumínio e proporcionar aos consumidores da classe residencial e baixa renda a troca das latas de alumínio por crédito na conta de energia ou brindes/produtos nos pontos determinados pelos parceiros. Em 2018, as cooperativas que receberam os resíduos recicláveis foram a Coopmarc, em Camaçari e a Camapet em Salvador (COELBA, 2018).

CONCLUSÃO

As cooperativas organizadas pela sociedade civil em Salvador são as principais responsáveis pelas iniciativas de práticas de reaproveitamento e reciclagem de materiais provenientes de pessoas físicas, recebendo apoios tímidos do Poder Público Municipal, como se pôde observar nas consultas realizadas aos gestores municipais. Essa iniciativa tem relação direta com a atividade econômica associada aos materiais que possuem maior valor de mercado, a exemplo do alumínio e o papelão, e que garantem a geração de renda para as famílias de catadores.

A coleta seletiva praticada no período do estudo em Salvador, não recebe apoio satisfatório do Poder Público Municipal, conforme preconizado na Lei n. 8.915/2015. O ciclo observado posiciona a Prefeitura Municipal como um ponto na cadeia, enquanto a obrigação de implementar o estabelecido na Política Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável não tem acontecido. Não se verifica nenhum tipo de programa que incentive a inclusão dos catadores de materiais recicláveis e o apoio fornecido às cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis é mínimo, apontado pelas próprias cooperativas, ou seja, apesar de existência de Lei Municipal que prioriza a contratação das cooperativas para execução da coleta seletiva em todo território municipal, inexistem medidas públicas para a implementação dos dispositivos da Lei n. 8.915/2015.

Os PEV distribuídos pela Cidade para recebimento dos materiais reutilizáveis e recicláveis dos cidadãos de forma voluntária, subsidiada pela Limpurb e atribuída a Secis, tem sido insuficientes para a promoção do acesso universal, uma vez que houve redução do número de PEV distribuídos pela Cidade, segundo a Prefeitura Municipal, devido à atos de vandalismo, que podem estar associados à falta de educação sanitária e ambiental, que também é preconizada na legislação municipal e não tem sido implementada adequadamente no Município.

A Prefeitura Municipal não tem desenvolvido ações de educação sanitária e ambiental no Município, conforme estabelece a Lei n. 8.915/2015, visto que, de um total de oito cooperativas cadastradas na Limpurb, que recebiam os resíduos dos PEV, sete recebiam em 2018, mas em 2019 esse número foi reduzido para cinco, o que representa um enfraquecimento da atuação do Poder Público Municipal, que não busca estratégias para superar as dificuldades associadas à coleta seletiva realizada por meio dos PEV, como também para alcançar as metas previstas para instalação de ecopontos. Nesse sentido, verificou-se o desinteresse da Prefeitura Municipal em avançar nessas questões,

ao tempo em que a coleta convencional contínua sendo praticada em todo o território do Município, o que atende a uma outra lógica e às empresas contratadas.

A iniciativa do grupo Neoenergia/Coelba por meio do Projeto Vale Luz tem-se apresentado de forma complementar à atuação da Secis, pois atende às pessoas físicas e jurídicas no território municipal, inclusive no recebimento de óleos provenientes de condomínios.

Por fim, conclui-se que a coleta seletiva desenvolvida no Município não é estruturada como uma política pública e sim como um faz de conta devido a promulgação da legislação de resíduos sólidos que aborda essa temática no País, no estado da Bahia e no próprio Município. Dessa maneira, são os atores da sociedade civil que têm contribuído para a conservação ambiental, por meio de benefícios econômicos à população de catadores, que contribui para a coleta seletiva em Salvador.

REFERÊNCIAS

BAHIA. Lei n. 12.932, de 07 de janeiro de 2014. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos. Disponível em: http://www.legislabahia.ba.gov.br/documentos/lei-no-12932-de-07-de-janeiro-de-2014. Acesso em: 17 nov. 2021.

BRASIL. Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010a. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/L12305.htm. Acesso em: 17 nov. 2021.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico de 2010b. Brasília: IBGE. Disponível em: < https://cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: 20 jan. 2017.

COELBA. Vale Luz. Disponível em: http://servicos.coelba.com.br. Acesso em: 20 abr. 2018.

RIBEIRO, Juliane Figueredo Araújo. Atuação das cooperativas de materiais reutilizáveis e recicláveis em Salvador: uma análise à luz do marco legal e da atuação do Poder Público. 2019. 98p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2019.

SALVADOR. Lei n. 8.915, de 25 de setembro de 2015. Dispõe sobre a Política Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: https://leismunicipais.com.br/a/ba/ s/salvador/lei-ordinaria/2015/892/8915/lei-ordinaria-n-8915-2015-dispoe-sobre-a-politica-municipal-de-meio-ambiente-e-desenvolvimento-sustentavel-institui-o-cadastro-municipal-de-atividades-potencialmente-degradadoras-e-utilizadoras-de-recursos-naturais-cmapd-e-a-taxa-de-controle-e-fiscalizacao-ambiental-tcfa-no-municipio-de-salvador-e-da-outras-providencias?q=8915%2F2015. Acesso em: 17 nov. 2021.

CAPÍTULO 12

PROPOSTA METODOLÓGICA DE AVALIAÇÃO DE UMA FERRAMENTA PARA PROMOVER A RECICLAGEM INCLUSIVA

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 15/10/2021

Andréa Cardoso Ventura
Núcleo de Pós-Graduação em Administração, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia
http://lattes.cnpq.br/3600389009789341

José Célio Silveira Andrade
Núcleo de Pós-Graduação em Administração, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia
http://lattes.cnpq.br/0676558196082593

Resumo expandido do presente artigo foi apresentado durante o VII Congresso Latinoamericano de Resíduos Sólidos, realizado em abril de 2017, na cidade de Cuenca, no Equador, promovido pela Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), juntamentecom suaDivisión Técnica de Residuos Sólidos (DIRSA) ecom aAsociación Ecuatoriana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AEISA).

RESUMO: Na América Latina e no Caribe (ALC), existem 4 milhões de recicladores de base, mais conhecidos no Brasil como catadores, que ganham a vida fazendo parte da cadeia de produção de recicláveis. Os recicladores informais são responsáveis, em alguns casos, pela coleta de cerca de 90% dos materiais recicláveis em seus países; enquanto isso, na ALC eles ainda são percebidos como um problema social, sem receber reconhecimento pelos benefícios ambientais, sociais e econômicos de seu trabalho. Nesse contexto, o chamado movimento pela reciclagem inclusiva vem ganhando importância. Esse movimento defende a inclusão efetiva dos recicladores informais na cadeia produtiva da reciclagem. Uma vez que o desenvolvimento de metodologias que incluem recicladores na gestão de resíduos está sendo promovido por técnicas reaplicáveis e que promovem melhorias nas condições de vida de populações vulneráveis, a reciclagem inclusiva é considerada uma “tecnologia social” (TS). Mas, mesmo com o inegável potencial das TS para enfrentar os problemas sociais e ambientais, há uma conquista a ser conquistada para garantir que sejam verdadeiras soluções: sua eficiência. Assim, o objetivo desta pesquisa é a proposição de uma metodologia que permita avaliar o uso e a compreensão de uma ferramenta específica: o projeto de reciclagem incluindo a “Passo Certo”.
PALAVRAS-CHAVE: América Latina, Reciclagem Inclusiva, Metodologia de Avaliação, Tecnologia Social.

PROPOSAL OF A EVALUATION METHOD TO MENSURATE A TOOL TO PROMOTE INCLUSIVE RECYLCLING

ABSTRACT: In Latin America and the Caribe (LAC), 4 million waste pickers earn their livelihood by being a part of the recyclables supply chain. Informal waste pickers are responsible, in some cases, for the collection of the 90% of the recycled materials in their countries; however, in LAC they are mostly still perceived as a social problem, without getting the recognition for the environmental, social and economic benefits

of their work. Under this context, it is gaining importance the so-called “inclusive recycling” movement, that defends the effective inclusion of the informal waste pickers within the recycling value chain. Given that by developing methodologies to include informal waste pickers in the waste management process are being promoted technics replicable and that promote improvements in the living conditions of vulnerable populations, the inclusive recycling is considered a “social technology” (ST). Despite the undeniable potential of the ST to face environmental and social problems, there is a huge challenge to guarantee that they are real solutions: their efficiency. Thus, the final aim of the research presented through this paper is to propose a method that permits to evaluate the utilization and comprehension of a specific tool: the inclusive recycling project “Paso Cierto”.
KEYWORDS: Evaluation Methology; Social Technology; Inclusive Recycling; Latin America.

1 I INTRODUÇÃO

Na América Latina e Caribe (ALC) existem quatro milhões de pessoas que sobrevivem da reciclagem informal, tornando-se um setor em pleno desenvolvimento na região (ACCENTURE, 2013). Os recicladores informais são responsáveis, em alguns casos, por coletar até 90% dos materiais reciclados em seus países; entretanto, em muitos países da ALC, eles ainda são percebidos como um problema social, sem receber reconhecimento, apesar dos benefícios ambientais, sociais e econômicos que seu trabalho geral.

Na verdade, apesar de os recicladores informais serem responsáveis, em alguns casos, por coletar até 90% dos materiais reciclados para uso industrial, essas pessoas recebem apenas cerca de 5% do que ganham os intermediários que vendem. E como na maioria das vezes há fila de materiais e sua única atividade econômica, os provadores se encontram em um círculo vicioso de pobreza (SEMEAR, 2013).

Nesse contexto, na ALC há um movimento crescente em favor da chamada “reciclagem inclusiva”, ou seja, daquele processo de gestão de resíduos que efetivamente inclui os recicladores informais na cadeia de valor da reciclagem.

Aparentemente adotado pela Regional Recycling Initiative (IRR) em 2011, ano de sua fundação, o termo “reciclagem inclusiva” vem ganhando aceitação regional nos últimos anos. Tanto é que, em 2011, o tema da reciclagem inclusiva passou a fazer parte dos relatórios da Fundação Avina (FUNDAÇÃO AVINA, 2011, 2012) e, em 2012, a empresa brasileira Gerdau lançou o “Prêmio Projeto Reciclagem Inclusiva”. Em 2014, o IPEA, a Secretaria-Geral da Presidência da República no Brasil e a Universidade de Brasília (UnB) realizaram um encontro nacional de conhecimento e tecnologia, com o tema “Inclusão Socioeconômica da Reciclagem de Materiais Catadores” (BRASIL , 2014).

Tendo em vista que, ao desenvolver metodologias para incluir recicladores informais no processo de gestão de resíduos, estão sendo promovidas técnicas e processos reaplicáveis que promovam a melhoria da qualidade de vida das populações locais, a reciclagem inclusiva tem sido considerada uma “tecnologia social” (TS) tanto no Brasil quanto no restante da América Latina e Caribe (BORTOLI, 2009; LOPES e MOURA, 2012).

Embora não exista uma definição oficial do conceito de TS, uma das definições mais aceitas é a da Rede de Tecnologias Sociais (RTS, 2010): TS é um conjunto de produtos, técnicas e / ou metodologias reaplicáveis, desenvolvido no interação com a comunidade a que se destinam e que representam soluções eficazes de transformação social. Para isso, atuam na resolução de problemas sociais e / ou ambientais. Ao falar desses problemas, é impossível não pensar na situação ocasionada pelo acúmulo de resíduos sólidos em todo o mundo, principalmente nos países em desenvolvimento (CHALMIN e GAILLOCHET, 2209; HOORNWEY e BHADA-TATA, 2012), e no papel do reciclador informal (ASHBY, 2003).

As TS foram promovidos por grupos de pesquisa e diversos movimentos sociais brasileiros para incorporar valores e critérios de design construídos socialmente e não pelo sistema econômico vigente. Apesar do inegável potencial das TS, existe um desafio em relação a eles, que deve ser enfrentado para que se tornem soluções reais para as necessidades socioambientais de nossas sociedades: sua sustentabilidade ao longo do tempo (OTTERLOO, 2009). Para isso, é necessário garantir a sua utilização e sistematização desse uso, para que possa ser reaplicado em outras realidades semelhantes.

Neste trabalho, é apresentado um estudo relacionado a uma dessas tecnologias sociais: a ferramenta virtual Passo Certo, criada para facilitar a inclusão do reciclador na cadeia produtiva da reciclagem. Desenvolvida entre 2014 e 2015, e lançada em dezembro daquele ano passado, a ferramenta chegou a um ponto em que é necessário avaliar como os recicladores da América Latina estão ou não conseguindo usar a ferramenta em todo o seu potencial. O objetivo final da pesquisa é o desenvolvimento de uma metodologia de avaliação do uso da Passo Certo, enquanto uma tecnologia social de reciclagem inclusiva.

A Plataforma Passo Certo é um site voltado para os recicladores de base latino-americanos feito com recursos da Iniciativa Regional de Reciclagem (TIR), disponível no link http://www.pasocierto.com.br/. Por meio dessa Plataforma, informações e materiais são identificados, sistematizados, dispostos de forma lógica e apresentados de forma amigável, o que favorece a inserção dos recicladores de base na cadeia de valor da reciclagem; sendo um exemplo de participação público-privada na construção de estratégias e políticas públicas em um marco de políticas de inclusão social, desenvolvimento sustentável e baixas emissões para fortalecer a reciclagem inclusiva. A ferramenta foi desenvolvida com a participação direta de vários recicladores informais de todos os oito países envolvidos.

Para atingir esse objetivo, a reciclagem inclusiva se caracteriza, em primeiro lugar, como uma tecnologia social de inclusão social do reciclador. Em seguida, é apresentada uma breve contextualização da situação da ferramenta hoje, para, por fim, apresentar uma proposta metodológica para testar, monitorar seu uso, para poder avaliar seu funcionamento e indicar alterações necessárias para garantir seu uso e reaplicar com sucesso. em várias realidades latino-americanas.

2 | A TECNOLOGIA SOCIAL PASSO CERTO E SEU PROCESSO DE ELABORAÇÃO

Em sua versão mais difundida, as tecnologias sociais são entendidas como produtos, técnicas ou metodologias com possibilidades de reaplicação, desenvolvidas e/ou aplicadas em interação com uma comunidade, que representam soluções de transformação social mediante o uso sustentável de recursos locais (REDE DE TECNOLOGIA SOCIAL, 2010). Esse conceito supõe uma proposta inovadora, considerando a participação coletiva no processo de organização, desenvolvimento e implementação de tecnologia.

Elas representam buscam representar soluções para a inclusão social e melhoria das condições de vida, tentando dar respostas mediante uma solução tecnológica a problemas sociais existentes. Tentam, assim, ser uma ponte entre demandas sociais e soluções mediante aplicação de conhecimento local. (INSTITUTO DE TECNOLOGIA SOCIAL, 2007).

Quando se fala de problemas sociais e ambientais, é impossível não se pensar na situação trazida pelo acúmulo de resíduos sólidos em todo o mundo, em especialmente nos países em desenvolvimento. Para tanto, o trabalho dos recicladores informais é fundamental. Ele supõe um benefício tanto ambiental como empresarial, já que contribui para reduzir resíduos e a reutilização de materiais recicláveis pela indústria (e, portanto, a redução de GEE), melhorando assim, a competitividade industrial através da obtenção de insumos mais baratos e da mitigação do efeito pós-consumo de seus produtos. Entretanto, o trabalho dos recicladores informais não é reconhecido, nem socialmente e nem economicamente e, com muita frequência, é realizado com condições de trabalho insalubres e perigosas. De fato, apesar dos recicladores informais serem responsáveis, em alguns casos, pelo recolhimento de até 90% dos materiais reciclados para uso industrial, estas pessoas só recebem em torno de 5% do que ganham dos intermediários que vendem os materiais. Visto que, na maioria dos casos, essa é sua única atividade econômica, os recicladores informais ficam em um círculo de pobreza. (PASSO, 2014)

A Plataforma Passo Certo, aqui apresentada, é uma tecnologia social baseada na gestão do conhecimento, desde um enfoque que integra soluções tecnológicas e não tecnológicas, para favorecer a geração de negócios inclusivos, a inserção social dos recicladores informais e o impacto ambiental positivo nas cidades. Ela foi desenvolvida através da cooperação entre atores latino-americanos não governamentais, vinculados à temática da reciclagem inclusiva, tendo forte participação de cooperativas de catadores em sua produção e elaboração. Sua realização teve apoio direto e financiamento da Iniciativa Regional para el Reciclaje Inclusivo (IRR), formada em maio de 2011 tendo como objetivo contribuir para uma mudança real na situação dos recicladores informais de resíduos sólidos na ALC. A IRR é formada pelo Fundo Multilateral de Investimentos (FOMIN), pela Divisão de Água e Saneamento do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), pela

Fundação Avina e pela empresa Coca-Cola (VENTURA, FERNÁNDEZ e ANDRADE, 2016).

Para a concretização da Passo Certo, a IRR contratou a empresa brasileira Semear Gestão Socioambiental Ltda, mais conhecida como Semear Ambiental, que desde 2013 apoiou o trabalho da Avina com os catadores informais de resíduos sólidos no Brasil, através do projeto "Passo Certo: Ferramenta Interativa de Gestão de Cooperativas de Catadores". Inicialmente, o projeto deu início a um guia impresso tendo como objetivo auxiliar as cooperativas brasileiras na gestão do negócio da reciclagem. Entretanto, o trabalho desenvolvido permitiu identificar que o potencial da ferramenta poderia ir muito além. Assim, foi proposto o desenvolvimento de uma plataforma interativa, que apoiasse as cooperativas e outras organizações de recicladores informais de diversos países da ALC no processo de gestão do negócio e no controle de produção e comercialização, proporcionando-lhes tanto as ferramentas de gestão apropriadas para suas necessidades específicas, como as informações orientativas necessárias para utilizá-las (VENTURA, FERNÁNDEZ e ANDRADE, 2016).

Para Ventura, Fernández e Andrade (2016), a plataforma interativa pretende ser muito mais que um conjunto de ferramentas ordenadas por temáticas de aplicação. Importante mencionar que dois dos autores do mencionado trabalho participaram diretamente do desenvolvimento da plataforma. Os autores afirmam que, graças à sua visão holística, a ferramenta permite identificar qual a etapa necessária para que os recicladores informais da ALC possam se preparar para, efetivamente, serem incluídos da cadeia produtiva da reciclagem. Esta preparação se dá desde a sua compreensão sobre o seu papel ambiental, social e político em seu país, e nas maneiras de formalizar a sua organização social, até chegar a processo de melhoria produtiva e estrutural, que busca agregar valor ao serviço de gestão de resíduos por eles prestados.

A Passo Certo apresenta ferramentas de gestão de negócio que visam auxiliar os recicladores informais neste processo, bem como, diversas outras informações importantes que auxiliam o trabalho dos recicladores informais, a exemplo, inclui-se links de outras páginas das quais se pode realizar pesquisas em relação ao processo de melhoria produtiva e estrutural. Tanto as ferramentas como as "informações anexas" encontram-se sempre acompanhadas por materiais que facilitam o exercício prático, além adaptar-se ao contexto dos diferentes países, já que a legislação nacional sobre resíduos influirá muito no processo de gestão do negócio de cada cooperativa.

De acordo com seus desenvolvedores, o ponto-chave para o desenvolvimento da Plataforma Passo Certo foi à efetiva participação dos recicladores informais e de outros atores da cadeia de reciclagem em toda a América Latina com o intuito de definir como as informações e exemplos seriam apresentados na plataforma. Esta etapa foi denominada como "processos de validação", na qual, evidenciou-se momentos de efetiva cooperação entre atores de todos os países envolvidos. Estes processos foram realizados formalmente em três momentos distintos: 1) reunião com recicladores informais, gestores municipais

e integrantes do grupo de gestores responsáveis pela Cadeia de Valor de Reciclagem da Fundação Avina; 2) realização de workshop reunindo recicladores informais de todos os oito países envolvidos (Argentina, Brasil, Chile, Colômbia, Equador, Nicaragua e Peru) durante Taller de Intercambio de Conocimientos, organizado pela IRR; 3) a realização de um workshop durante a Expocatadores 2014, envolvendo recicladores de sete, dos oito países envolvidos; 4) disponibilização, via internet, de todos os materiais elaborados para que gestores locais da Avina discutissem diretamente com recicladores informais dos oitos países envolvidos, e também com consultores técnicos ligados à temática; e 5) reuniões presenciais com técnicos ligados à ONGs apoiadoras de recicladores informais e prefeituras de municípios do Brasil, Argentina e Equador, bem como, reuniões via skype com atores de todos os demais cinco países (VENTURA, FERNÁNDEZ e ANDRADE, 2016).

Entretanto, o processo participativo de construção da Plataforma não garante, por si só, sua efetividade enquanto ferramenta de gestão e de empoderamento para os recicladores informais. Desta forma, justifica-se a realização de um processo de avaliação sobre sua efetividade. Razão pela qual se elabora a presente proposta de método de avaliação.

3 | METODOLOGIA

A metodologia foi desenvolvida em 2 fases consecutivas: revisão bibliográfica e estudo de caso único, com base em entrevistas, observação participante e não participante. A revisão bibliográfica foi realizada para construir o arcabouço conceitual do estudo dada a novidade da pesquisa e a falta de um estado da arte consolidado a esse respeito. Como resultado dessa primeira fase, a estrutura conceitual foi construída sobre a caracterização da reciclagem inclusiva como uma TS.

Em seguida, decidiu-se usar um estudo de caso único de um projeto de reciclagem inclusivo para identificar especificamente os procedimentos necessários para que os usuários da ferramenta, ou seja, os provadores, estejam efetivamente envolvidos na avaliação de como essa mesma ferramenta impacta suas atividades e como eles podem fazer o melhor uso dele.

Durante a realização do estudo de caso foram realizadas entrevistas semiestruturadas em profundidade com recicladores, consulta a profissionais que atuam no suporte técnico a esses profissionais, bem como com gestores municipais de resíduos. Adicionalmente, foi realizado um grupo focal envolvendo consultores da empresa contratada para a elaboração da Plataforma, integrantes da IRR e pesquisadores, agora autores do presente trabalho.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Plataforma Passo Certo disponibiliza informações e materiais adaptados à realidade dos mencionados países latino-americanos. A lógica da Plataforma Passo Certo

está estruturada em sete Passos, cada uma delas com um objetivo específico relacionado à inserção dos recicladores na cadeia de valor da reciclagem:

- Passo 1 - Conhecer a legislação que afeta o trabalho dos recicladores informais
- Passo 2 - Conheça o passo a passo para a legalização de uma organização de recicladores;
- Passo 3 - Compreender o papel dos recicladores na cadeia de valor da reciclagem;
- Passo 4 - Aprenda a formalizar relações de marketing com diferentes clientes;
- Passo 5 - Compreender a importância do networking;
- Passo 6 - Disponibilizar ferramentas que favoreçam o dia a dia do trabalho nas organizações de recicladores (gestão financeira, logística, capacitação ...);
- Passo 7 - Conhecer estratégias para agregar valor ao trabalho dos recicladores informais.

Abaixo, a tela inicial do Passo Certo, onde o usuário da ferramenta deve escolher o caminho a ser escolhido.

Figura 1. Tela Inicial de Passo Certo

Fonte: IRR (2015)

A Plataforma foi projetada como uma ferramenta gratuita à qual recicladores de toda a América Latina podem ter acesso gratuito. Entretanto, desde o lançamento da ferramenta, em dezembro de 2015, não foram realizados estudos específicos sobre sua aplicabilidade efetiva. Até o final de 2016, foram 17.754 visitantes, totalizando 144 mil arquivos acessados.

Ainda não é possível afirmar que Passo Certo está cumprindo seu propósito inicial de ser uma ferramenta de consulta e uso autônomo de recicladores de base, de forma a incluí-los na cadeia de valor da reciclagem.

Assim, verifica-se a necessidade do desenvolvimento de projetos-piloto para avaliar como os recicladores de base utilizam a Passo Certo hoje e como esse uso pode ser maximizado. Nessa avaliação, é necessário verificar como os recicladores entendem (ou não) o uso da plataforma e como ela é (ou não) útil no seu dia a dia em cada um dos Passos. Não se sabe como os recicladores de base, os mais simples, com menos experiência, operam (ou vão operar) a Passo Certo.

Com os recicladores, comprovar que é necessário realizar atividades de observação e sistematização deste uso, em diferentes Passos, a fim de melhorar a plataforma, de forma a torná-la um instrumento efetivamente autônomo (pelo menos para o maior número possível de recicladores na América Latina).

Para a realização desta atividade, apresente a proposta técnica, descrita na figura abaixo.
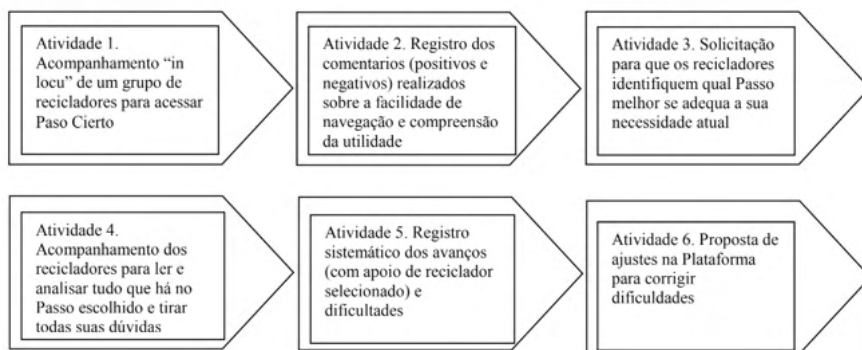
Figura 2. Metodologia para realizar a avaliação

Fonte: Elaboração própria

Apresente a proposta inicial das atividades em detalhes:

Atividade 1. Acompanhamento in locus de grupo de recicladores para acesso à Passo Certo

Para saber como os recicladores entendem e usam a Passo Certo, é necessário que técnicos especialmente treinados acompanhem seu uso pessoalmente. Portanto, é necessário que esses técnicos vão ao encontro de um grupo que quer adotar a Passo Certo como ferramenta de acesso à cadeia de valor da reciclagem, e façam uma experiência com esse grupo para utilizar a plataforma.

É necessário que o local onde as pessoas se encontram tenha internet acessível. Essa obviamente é uma limitação que segue o mesmo limite de uso da ferramenta. Passo

Certo só é acessível em locais com computador e acesso à Internet.

A equipe técnica deve se esforçar para não realizar intervenções nesse primeiro acesso. Oferecerá acesso à plataforma e buscará entender sua utilidade, lógica, formas de uso, etc.

Prove que levará cerca de uma hora para que eles naveguem na plataforma, façam perguntas e façam comentários.

Atividade 2. Registro dos comentários feitos sobre a facilidade de navegação e compreensão do utilitário

Mesmo que o objetivo da Atividade 1 não seja sanar dúvidas, os técnicos vão colaborar, o menos possível, para que os recicladores entendam o que é o True Step. Mas, se houver dúvidas, essas serão respondidas.

O objetivo desta atividade é garantir que todos os comentários e preocupações importantes dos recicladores informais sejam registrados.

Atividade 3. Solicitação para que os recicladores informais identifiquem qual Passo melhor atende às suas necessidades atuais

Esta é uma atividade essencial, que definirá a duração total da avaliação. A realização total de um projeto piloto com um cluster pode durar até mais de um (1) ano, dependendo do grau de maturidade daquele cluster, para passar pelos Passos 1 a 7. Vários fatores podem influenciar neste caminho, como o vontade de trabalhar juntos, infraestrutura existente etc.

Se um grupo já reconhece seu papel na gestão de resíduos de seu território, por exemplo, e já está formalizado em figura jurídica de possível atuação no cenário local, os Passos 1 e 2 não serão necessários.

Apesar dessa proposta metodológica permitir que os técnicos deixem os próprios recicladores indicarem em que Passo se encontram, naquele momento, se necessário, é possível que os técnicos tenham que fazer sugestões sobre qual caminho (Passo) o agrupamento deve tomar.

Atividade 4. Acompanhamento dos recicladores informais para leitura, compreensão e seguimento das recomendações do Passo e registro de dúvidas e preocupações

Nesta atividade, os técnicos irão monitorar, com o mínimo de interferência possível, a leitura cuidadosa de todos os materiais relacionados ao Passo escolhida.

Esta atividade só deve ser considerada encerrada quando os recicladores envolvidos na atividade se sentirem preparados para iniciar as ações necessárias (por exemplo, elaborar o Estatuto de uma cooperativa ou associação ou o contrato de abertura de uma empresa ... criar um portfólio para expor seus trabalhar para um cliente, etc.)

Durante esta atividade, os técnicos devem identificar um dos integrantes do grupo para ser o responsável por liderar as ações futuras, registrando as conquistas e dificuldades e sendo a pessoa de contato com a equipe técnica.

Atividade 5. Registro sistemático de realizações (com o apoio de um reciclador selecionado) e dificuldades

Essa é a atividade que mais dependerá dos recicladores informais para sua realização. É quando os recicladores realmente usarão o conhecimento, exemplos, scripts etc. disponibilizar na plataforma para poder avançar na trajetória do agrupamento para a sua entrada efetiva na cadeia de valor.

Não é possível estimar com precisão o tempo necessário para esta atividade. Também não é possível a presença de técnicos em cada atividade a realizar. Assim, o acompanhamento será feito à distância, com a colaboração do reciclador escolhido.

Atividade 6. Proposta de ajustes na plataforma para corrigir dificuldades

Após a conclusão deste primeiro ciclo de atividades, será necessário revisar todos os registros realizados, as dificuldades encontradas, etc., para poder fazer as alterações necessárias para que a plataforma esteja pronta para oferecer autonomia aos recicladores, nas etapas coletadas .

5 | CONCLUSÕES

Ao longo deste estudo, foi apresentada a importância da reciclagem inclusiva como uma tecnologia social com potencial para melhorar as condições de vida dos recicladores informais, ao mesmo tempo em que aborda a necessidade de uma gestão adequada de resíduos na América Latina. Como todos as TS, os projetos de reciclagem inclusiva apresentam o desafio de garantir sua eficácia como tecnologia para a solução de problemas ambientais e/ou sociais. Desta forma, torna-se fundamental a realização de processos avaliativos após a sua implementação, a fim de verificar sua eficácia no cumprimento de seu objetivo.

Assim, a utilização de metodologias, como a aqui proposta, poderá ser bastante útil não apenas para identificar as necessidades de alterações e ajustes, mas também para poder comprovar se a tecnologia social de reciclagem inclusiva desenvolvida é de fato útil para os recicladores informais que já a utilizam ou que venham a utilizá-la. Importante destacar que, diante do interesse da IRR em verificar essas questões, a empresa Semear, anteriormente mencionada, foi contratada para realizar essa análise. Para tanto, foi elegido como lócus do estudo a rede de recicladores informais RENAREC, sediada no Equador, e que agrega dez grupos de recicladores do país. A metodologia utilizada para a avaliação foi justamente a aqui exposta, sendo suas etapas realizadas durante os meses de outubro de 2017 e janeiro de 2018.

Não foi objetivo da presente pesquisa avaliar os resultados obtidos por meio da aplicação da metodologia. No entanto, através de entrevistas informais realizadas com profissional local responsável por sua aplicação, foi possível constatar não apenas a efetividade de sua aplicação, mas a efetiva necessidade de que verificações como essa sejam realizadas.

Sugere-se que pesquisas futuras incluam uma análise detalhada sobre o uso da

Passo Certo nos países da ALC em que está sendo implementada. Sugere-se, ainda, que essa análise permita avaliar se a Passo Certo está sendo capaz de: i) melhorar a situação socioeconômica dos recicladores de base; ii) facilitar seu acesso ao mercado formal de reciclagem; e iii) promover o desenvolvimento de políticas públicas para a gestão integral dos resíduos sólidos, incluindo os recicladores.

AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa está em andamento com o apoio financeiro do IRR - INICIATIVA REGIONAL PARA A RECICLAGEM INCLUSIVA, coordenada pela Fundación Avina e executada com o apoio dos parceiros: Fundo Multilateral de Investimentos (FUMIN), Divisão de Água e Saneamento do Banco Interamericano Banco de Desenvolvimento (BID) e Coca Cola América Latina.

REFERÊNCIAS

ACCENTURE (2013). *Caracterización del Sector Informal del Reciclaje en América Latina en Caribe*. Octubre de 2013.

ASHBY, J (2003). *Introduction: Uniting Science and Participation in the Process of Innovation - Research for Development*. Managing Natural Resources for Sustainable Livehoods: uniting science and participation. Earthscan Publications Ltda and the Internacional Development Research Center.

BRASIL (2014). Secretaria de Governo. Presidência da República. Encontro Nacional de Conhecimento e Tecnologia. Disponível em http://www.secretariadegoverno.gov.br/iniciativas/pro-catador/encontro-nacional-conhecimento-e-tecnologia. Acesso em 13 fev. 2017.

BORTOLI, M. A (2009). Collectors of recyclable materials: the construction of new political subjects. *Revista Katálysis*, **12**, n. 1, p. 105-114. ISSN 1414-4980.Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rk/v12n1/13.pdf>. Acesso em 13 fev. 2017.

CHALMIN, P.; GAILLOCHET, C. (2009). From waste to resource, An abstract of world waste survey. *Cyclope*, Veolia Environmental Services, Edition Economica, France, 2009.

FUNDACIÓN AVINA (2013a). *Informe anual 2012*. [S.l.].

FUNDACIÓN AVINA (2013b). *Rede Cata Bahia:* da experiência à tecnologia social. Salvador: Inspirar Ideias. (CataAção, v. 4).

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P (2012). What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management. Urban Development Series, World Bank.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA SOCIAL. Tecnologia social. São Paulo, 2007. (Conhecimento e cidadania, 1). Disponível em: <http://www.itsbrasil.org.br/publicacoes>. Acesso em: 19 jul. 2010.

OTTERLOO, A (2009). Tecnologias sociais: caminhos para a sustentabilidade. Brasília: Rede de Tecnologia Social.

PASSO certo: guia para inclusão das cooperativas no mercado. (Cata Ação, v. 6). Salvador: InspirarIdeias, 2014. Disponível em: <http://www.cataacao.org.br/wp-content/uploads/2014/07/Serie-CA_PassoCerto.pdf>. Acesso em: 5 fev. 2015.

REDE DE TECNOLOGIA SOCIAL (Org.) (2010). *Tecnologia Social e Desenvolvimento Sustentável*: contribuições da RTS para a formulação de uma política de Estado de Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília/DF: Secretaria Executiva da Rede de Tecnologia Social (RTS).

SEMEAR e CATAÇÃO (2013). *Passo Certo*: guia para inclusão das cooperativas no Mercado. Disponível em http://www.cataacao.org.br/wp-content/uploads/2014/07/Serie-CA_PassoCerto.pdf. Acesso em 14 fev. 2016.

VENTURA, A. C.; FERNANDEZ, L.; ANDRADE, J. C. S. Cooperação Sul-Sul em prol da reciclagem inclusiva na América Latina: a experiência da Plataforma Passo Certo. In: VITALE, Denise; KRAYCHETE, Elsa. (Org.). O Brasil e a Cooperação Sul-Sul: dilemas e desafios da Amércia do Sul. 1ed.Salvador: EDUFBA, 2016, v. 1, p. 1-180.

CAPÍTULO 13

OPTIMIZING REVERSE LOGISTIC NETWORK PROPOSAL OF WASTE PICKERS ORGANIZATIONS WITH WASTE TRANSFER STATIONS TO IMPROVE THE ECONOMIC EFFICIENCY OF RECYCLING CHAIN

Data de aceite: 10/01/2022

Marcus Camilo Dalvi Garcia
Universidade Federal do Espírito Santo
Vitória – ES
http://lattes.cnpq.br/8821644474582580

Renato Ribeiro Siman
Universidade Federal do Espírito Santo
Vitória – ES
http://lattes.cnpq.br/5990166591886283

Maria Claudia Lima Couto
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo
Ibatiba – ES
http://lattes.cnpq.br/2695461921975246

Luciana Harue Yamane
Universidade Federal do Espírito Santo
Vitória – ES
http://lattes.cnpq.br/2770673036643419

Rodrigo Alvarenga Rosa
Universidade Federal do Espírito Santo
Vitória – ES
http://lattes.cnpq.br/7706827408886021

Gisele de Lorena Diniz Chaves
Universidade Federal do Espírito Santo
Vitória – ES
http://lattes.cnpq.br/0319559373628489

ABSTRACT: This study evaluates the financial and operational feasibility of Waste Transfer Station (WTS) installations in order to increase the operational scale of Waste Pickers Organizations network in the Espírito Santo state, Brazil. Using information gathered from 18 areas, 10 different scenarios were analyzed using a two-layer, Mixed Integer Linear Programming (MILP) model. Input data for different scenarios considered costs (installation, operation, and transportation), recycling companies' capacity, recyclable waste prices and generation, population projection, municipal waste collection (%), gravimetric composition, and diversion rates from landfills. MILP model analyzed the technical and financial variables to include WTS from the perspective of expanding and enabling WPO networks. By implementing the strategies developed by the analysis herein, higher recyclable material yield could increase economic returns from WPOs by as much as 61%. In all scenarios evaluated, the economic returns were positive, ranging from US$ 1.24 to 11.39 million a year due to large-scale commercialization.

KEYWORDS: Facility location model, Waste Transfer Stations, Waste Pickers Organizations, municipal solid waste, recyclable waste.

1 I INTRODUCTION

In low-income and middle-income countries, the informal recycling sector such as Brazilian Waste Pickers Organizations (WPOs) play an important role in municipal solid waste management (Gall et al. 2020), since the waste pickers are main stakeholders of a waste trading system, as well as the households, middlemen, larger dealers and finally, the remanufacturing industries (Suthar et al., 2016). However, poor

quality of life and safety at work, wages and collection rates limit their performance in the recycling chain (Fidelis et al. 2020; Navarrete-Hernandez and Navarrete-Hernandez 2018). Due to limited economic returns, low governmental support and difficulties associated with self-management, WPO are currently unable to compete in the recycling market.

According to Fergutz et al. (2011), the lack of an economy of scale weakens WPOs' bargaining power by causing intermediaries to pay about 10% of what recycling companies would pay. The scale depends of population size, types of implemented municipal selective collection, agreements with companies, number of associated waste pickers and structure capacity (Dutra, Yamane, and Siman 2018). In addition to the difficulty of reaching a highly profitable operational scale, WPOs also have structural constraints such as the lack of an operational screening structure, transportation to reach the recycling industry, and storage (Tirado-Soto and Zamberlan 2013).

The development of larger networks could potentially make WPOs sufficient in negotiating larger volumes and ensuring supply regularity to the market, which would then enable a sufficient volume in a given area to overtake brokerage structures (Dutra, Yamane, and Siman 2018). To increase commercialization capacity and reduce transportation costs, Ferri et al. (2015) evidenced the benefits provided by Waste Transfer Stations (WTS's) within a reverse logistics structure.

Waste Transfer Stations are usually part of the municipal solid waste management (MSWM) system for the temporary storage been an intermediate link between the source and treatment ensuring efficient transport through storage and high-density compression of waste, reducing waste transportation and final disposal cost (Liu and Zheng 2020). There are various studies which have taken to modeling Waste Transfer Station locations for MSWM considering different aspects and approaches (Rathore and Sarmah 2019; Chatzouridis and Komilis 2012; Yadav et al. 2016; Ağaçsapan and Çabuk 2020; Kůdela et al. 2019) and construction and demolition management system (Lin et al. 2020), but any study explore the WTS creation to expand WPO network.

Ağaçsapan and Çabuk (2020) evaluated geographical information systems (GIS) technologies to determine the potential suitable locations for waste transfer stations in Eskişehir, Turkey. Chatzouridis and Komilis (2012) investigated an optimal design of a solid waste collection network in the Region of Eastern Macedonia – Thrace that consists of waste production nodes (municipalities), intermediate nodes (waste transfer stations) and final nodes (landfills) using binary programming and concluded that the implementation of 12 WTS could minimize total collection cost from €52.5 t^{-1} to €42.4 t^{-1}. In this sense, Kůdela et al. (2019) applied a mathematical model for the design of an WTS grid to mixed municipal waste management of Czech Republic that allowed define a range of strategies and respective impacts analysis on the municipalities and waste processing plants.

Rathore and Sarmah (2019) proposed a model with WTS strategically located in Bilaspur, India under unsegregated and segregated waste scenarios considering the overall

cost of municipal solid waste management and tools of a geographic information system. Yadav et al. (2016) proposed the use of a mathematical model to select the optimal areas for the installation of WTS's within a municipal solid waste management system. Couto and Lange (2017) also reported optimal territorial arrangements for post-consumer reverse packaging logistics employing a packaging specific WTS location model.

Pishvaee et al. (2010) presented classic quantitative models related to reverse logistics, among them the facilities localization model based on Mixed Integer Linear Programming (MILP). The literature review presented by Rathore and Sarmah (2019) containing 14 studies (1970-2017) MILP, MINLP (mixed integer nonlinear programming) and heuristic were the main approaches employed to find the best potential sites for WTS in order to improve the solid waste management system. However, these studies did not aimed at incorporated WTS into WPO network that is, optimizing the logistics network from the point of view of this link in the reverse supply chain, aiming at increasing its bargaining power vis-à-vis other actors. The contribution of this paper relies in this approach, considering the reality of developing countries where the social involvement of the WPO is an important element to ensure its integration into the MSWM.

The proposed logistics networks tends to centralize the recyclable waste in few WTS, increasing the amount of recyclable waste in one WTS, becoming more attractive to be bought by the recycling companies as the costs of collection and transport of higher material quantities would be reduced. The gathering of the material contributes to provide WPOs' supply more competitive vis-à-vis intermediaries, which will potentially bring benefits of increased income and formalization of these organizations. These benefits were assessed considering the recyclable waste landfill diversion targets established by the legal framework related to SWM in Brazil. Therefore, this study is an important contribution for the policymakers, WPO managers and recycling companies, by analyzing the impact of the WTS inclusion to increase the operational scale of WPOs, which reflects on waste pickers income and contributes for a sustainable waste management strengthening the social aspect of the network beyond the environmental and economic elements.

The proposed network was developed using a MILP mathematical model and enabled the investigation of various scenarios governing WPO network profitability, taking into account the quantity, location and capacity of the WTS's as well as the respective costs of installation, operation and transportation.

2 | MATERIALS AND METHODS

2.1 Case study

The study area consisted of the state of Espírito Santo (ES) located in southeastern Brazil, which has 46.09 thousand km² and an absolute population of 3,972,388 inhabitants as of the year 2013 (IBGE, 2018). Of the 65 WPOs currently in operation in state of Espírito

Santo (ES), Brazil, 35 agreed to take part of this study. A full characterization of the study area regarding the solid waste management system and the current involvement of the waste pickers organizations is provided by Siman et al. (2020) that point out the necessity of establishment of commercial networks to improve the WPOs' efficiency and achieve gains in scale and quality.

Beyond this characterization, it's also important to highlight the challenge of properly managing the solid waste collected daily by WPOs, besides existence of legal framework for urban solid waste management in Brazil. According to Brazilian National Solid Waste Policy (NSWP) requirements, uncontrolled landfills (dumpsites) should be extinct, but people who made their living there (informal waste pickers) needed to be reappointed by creating WPOs and included into the management of urban solid waste. Since then they can work independently or associated with a Waste Picker Organization (Dutra et al., 2018).

2.2 Evaluation of different scenarios by mathematical model

Our paper proposes to structure the logistics network in two levels connected by Waste Transfer Stations (WTS), in which the recyclable waste is stored while it is being moved along the logistics networks. The proposed mathematical model considers in the first level the WPO and the WTS. In the second level there are the WTS and the RC. Each WTS can be open in different ranges of capacity, but the available ranges of capacity are the same for all WTS. The proposed logistics network can be seen in Figure 1.
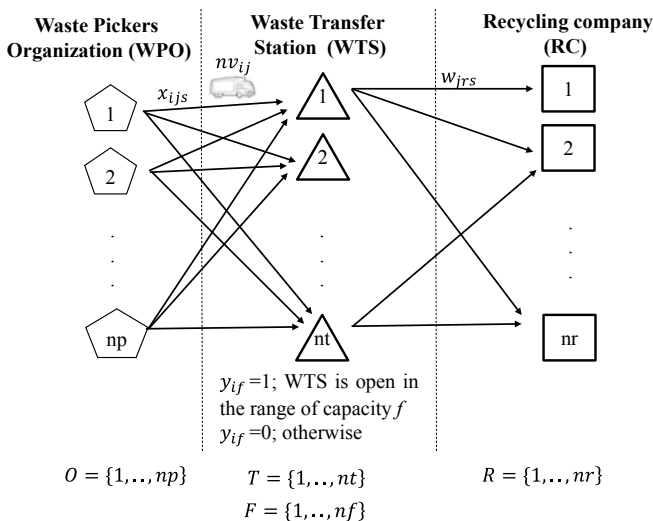
Figure 1 – Proposed structure of the logistics network.

The mathematical model aims to define the logistics network which maximize the revenue received by selling the recyclable waste to the RC minus the total cost, represented

by the sum of the costs to install and to operate the WTS in a specific range of capacity, plus the cost to freight trucks to transport from all WPO to all chosen WTS. The mathematical model defines which WTS must be open and in which range of capacity, and how many tons of recyclable waste are transported from each WPO to each WTS and the number of trucks needed to do this transport. It also defines how many tons of recyclable waste is transported from each WTS to each RC, making it possible to calculate how much recyclable waste each RC will receive. It is considered in our model that there are several types of recyclable waste. Each WPO informs how many tons of recyclable waste it generates. Each RC has a maximum capacity to receive each type of recyclable waste.

Considering *np* the number of WPO; *nt* the number of available WTS to be installed; *nr* the number of RC; *ns* the number of different recyclable waste; and *nf* the number of different range of capacities each WTS can be open; then the proposed mathematical model is presented in five parts: sets, parameters, decision variables, objective function and constraints (subject to). The main sets and the decision variables are showed in Figure 1.

Sets

0 - Set of WPO, $0=\{1,..,np\}$;

T - Set of WPO, $T=\{1,..,nt\}$;

R - Set of RC, $R=\{1,..,nr\}$;;

S - Set of different recyclable waste, $S=\{1,..,ns\}$;

F - Set of different range of capacity in which each WTS can be open, $F=\{1,..,nf\}$.

Parameters

co_{jf} – Total cost to install and to operate WTS $j \in T$ in the range of capacity $f \in F$;

ct_{ij}- Cost to freight one truck to transport all the recyclable waste from WPO $i \in C$ to WTS $j \in T$;

tq_{jf}– Total capacity of WTS $j \in T$ in the range of capacity $f \in F$ to process all types of recyclable waste;

rq_{rs}- Total capacity of RC $r \in R$ to receive the recyclable waste $s \in S$;

mv – Trucks' capacity, considering a fleet in which all trucks are equal;

oq_{is}- Total amount of recyclable waste $s \in S$ generated by WPO $i \in C$;

rv_{rs}- Value paid by RC $r \in R$ for each ton of recyclable waste $s \in S$.

Decision variables

x_{ijs} - Total tons of the recyclable waste $s \in S$ sent from WPO $i \in C$ to WTS $j \in T$;

w_{jrs} - Total tons of the recyclable waste $s \in S$ sent from WTS $j \in T$ to RC $r \in R$.

y_{if} - Binary variable; if WTS $j \in T$ is open in the range of capacity $f \in F$ then it is equal to 1, and 0, otherwise;

nv_{ij} - Number of trucks needed to transport all the recyclable waste from WPO $i \in C$ to the WTS $j \in T$.

The objective function (OF) (Equation 2) represents the revenue received by selling the recyclable waste to the RC minus the total cost, represented by the sum of the costs to install and to operate the WTS in a specific range of capacity, plus the cost to freight trucks to transport from all WPO to all chosen WTS. The OF must be maximized to achieve a more profitable result to the logistics network.

Objective function

Maximize

$$\sum_{j\in T}\sum_{r\in R}\sum_{s\in S} rv_{rs}\, w_{jrs} - \sum_{j\in T}\sum_{f\in F} co_{jf}\, y_{jf} - \sum_{i\in O}\sum_{j\in T} ct_{ij}\, nt_{ij} \quad (2)$$

The objective function is subject to some constraints represented by Equations 3 to 13. Constraints (3) assure that all recyclable waste generated by WPO $i \in O$ must be sent to any WTS. Constraints (4) guarantee that if WTS $j \in T$ is open in a certain range of capacity $f \in F$, then it cannot receive more than this capacity. Constraints (5) assure that each WTS will be open in just one range of capacity. Constraints (6) guarantee that it will not be open more WTS than the number of available WTS to be open. Constraints (7) states that all recyclable waste received by WTS $j \in T$ from all WPO must be sent to the RC. Constraints (8) do not allow that RC $r \in R$ receives more than its capacity for each type of recyclable waste. Constraints (9) define the number of trucks needed to transport all recyclable waste from all WPO to all WTS. Constraints (10) to (13) define the domain of the decision variables.

Subject to:

$$\sum_{j\in T} x_{ijs} = oq_{is} \qquad \forall i \in O, s \in S \quad (3)$$

$$\sum_{i\in O}\sum_{s\in S} x_{ijs} \le y_{jf}\, tq_{jf} \qquad \forall j \in T, f \in F \quad (4)$$

$$\sum_{f\in F} y_{jf} \le 1 \qquad \forall j \in T \quad (5)$$

$$\sum_{j\in T}\sum_{f\in F} y_{jf} \le nt \quad (6)$$

$$\sum_{i\in O} x_{ijs} - \sum_{r\in R} w_{jrs} = 0 \qquad \forall j \in T, s \in S \quad (7)$$

$$\sum_{j\in T} w_{jrs} \le rq_{rs} \qquad \forall r \in R, s \in S \quad (8)$$

$$nv_{ij} \ge \frac{1}{mv}\sum_{s\in S} x_{ijs} \qquad \forall i \in O, j \in T \quad (9)$$

$$y_{jf} \in \{0,1\} \qquad \forall j \in T, f \in F \quad (10)$$

$$nv_{ij} \in \{0,1\} \qquad \forall i \in O, j \in T \qquad (11)$$

$$x_{ijs} \in \mathbb{R}^+ \qquad \forall i \in O, j \in T, s \in S \qquad (12)$$

$$w_{jrs} \in \mathbb{R}^+ \qquad \forall j \in T, r \in R, s \in S \qquad (13)$$

2.3 Experimental procedure

The experimental procedure was developed in 3 stages. In the first stage, all necessary input data for the mathematical model was collected or calculated. In the second stage, different scenarios were analyzed with various model input combinations being utilized. In the Stage 3, a sensitivity test was carried out in order to evaluate input data variations on the gravimetric composition of waste, recyclable waste landfill diversion targets, and truck transport capacity. Also, a map with the proposal WPO network illustrating recyclable materials flow and optimum locations of WTS was create to the reference scenario.

2.3.1 Stage 1 – Input data collection and calculation

2.3.1.1. Input data collection from Waste Pickers Organizations

Information regarding infrastructure, production costs, operational screening processes, tailings content, volume of waste sold, and market prices per unit of commercialized waste were collected by interview. Tailings content are the portion of the waste collected by the WPO unsuitable for selling to recycling companies and sent to the landfill (Pinha and Sagawa 2020).

Either the president or a waste picker appointed by the organization itself of the 35 WPO were interviewed. The interview was conducted in person with support of experts from Instituto Sindimicro – ES, professionals who have been monthly visiting the WPOs of Espírito Santo during 3 years (2015–2017) in order to prepare reports such as Gravity Composition Report, Productive Layout Analysis Report, Risk Map Report, and Economical Feasibility Analysis Report.

2.3.1.2. Input data collection from Recycling companies

In Brazil, the recycling companies pay for the recyclable waste and also pay to pick up and transport it from its origin, a Waste Pickers Organization or an intermediate/trader, to a Recycling Company (RC). The State Institute of Environment and Water Resources (IEMA), the City Halls, the Recycling Unions and the Espírito Santo State Board of Trade (JUCEES) were consulted to identify the recycling companies operating in the state. They were invited to participate in an online survey (Appendix A) through the Google Forms tool.

Through this survey, the following information was collected: amount of recyclable material purchased (paper/cardboard, plastic, metal, and glass), purchase price, and whether some barrier can be overcome by buying WPO waste. The collected data were used to project the values of recyclable material in the period between 2020 and 2035. In total, 20 recycling companies participated in the survey, being classified according to annual revenues: 10% of individual micro entrepreneurs (up to US$ 15,503), 35% of micro-scale operations (up to US$93,023), 35% of small-scale operations (up to US$930,232), 15% of medium-scale operations (up to US$5,167,958), and 5% of large-scale operations (over US$5.167 million) considering a conversion rate of 1 US$ = R$ 3.87.

2.3.1.3. Input data calculation for the mathematical model

Eighteen potential areas were selected for WTS installation. Of these, 14 are state-owned areas available for the creation of consortium public landfills and four are WPO-owned areas that have been selected due to their size being larger than 1,000 m² identified in WPO interviews. Information on the location and land area of the state-owned areas were obtained from the Brazilian Federal Official Gazette.

The choice of these areas was justified by the economy of land expropriation, since they already belong to the state government or are allocated for WPO operations by the relevant municipal government. Input data for the evaluation of an improved WPO network were estimated for the years 2020-2035 from survey responses, documentary research and literature review as described below.

Estimated cost of installation and operation

The installation cost is related to the construction costs of the physical facilities, as well as the purchase of machines and equipment. Operating costs involve personnel costs (concierge, administration, sorting, and logistics operators), equipment maintenance, as well as costs associated with the supply of food, energy, water, gas, and telecommunications. It is described in 15 ranges directly proportional to the WTS's recyclable waste receiving capacity (tons/week) as shown in Table 1. Installation and operation costs were described per week, considering 20 years of service life.

Ranges	Useful area of the warehouse (m²)	Capacity (tons/ week)	Costs (US$/week)		
			Installation[(a)]	Operating[(b)]	Total
Range 1	600	14	US$ 133.87	US$ 990.93	US$ 1,124.80
Range 2	1200	28	US$ 267.75	US$ 1,517.40	US$ 1,785.15
Range 3	1800	42	US$ 401.62	US$ 2,330.38	US$ 2,732.00
Range 4	2400	56	US$ 535.50	US$ 3,014.03	US$ 3,549.54
Range 5	3000	70	US$ 669.38	US$ 3,829.30	US$ 4,498.68
Range 6	4500	105	US$ 1,004.07	US$ 5,375.41	US$ 6,379.48
Range 7	6000	140	US$ 1,338.76	US$ 7,040.79	US$ 8,379.55
Range 8	9000	210	US$ 2,008.14	US$ 10,104,44	US$ 12,112.57
Range 9	12000	280	US$ 2,677.52	US$ 13,444.82	US$ 16,122.34
Range 10	15000	350	US$ 3,346.90	US$ 16,783.94	US$ 20,130.84
Range 11	18000	420	US$ 4,016.28	US$ 20,280.34	US$ 24,296.62
Range 12	24000	560	US$ 5,355.03	US$ 26,954.22	US$ 32,309.26
Range 13	30000	700	US$ 6,693.79	US$ 32,899.45	US$ 39,593.25
Range 14	36000	840	US$ 8,032.56	US$ 39,159.45	US$ 47,192.01
Range 15	48000	1.120	US$ 10,710.08	US$ 51,769.21	US$ 62,479.30

*Conversion rate 1 US$ = R$ 3.87 (average annual value of commercial exchange in 2018).

Table 1. Estimated cost of installation and operation of Waste Transfer Stations

Source: To obtain the costs, reference values presented by Brazil (2008, 2010) and Vital (2013) were used, updated by the Brazilian Extended Consumer Price Index for March 2016.

Estimated capacity of recycling companies and recyclable waste prices

The quantities and prices of recyclable waste (paper/cardboard, plastic, metal and glass) were obtained through the survey of recycling companies. Costs incurred were kept constant over the period 2020-2035, disregarding the influence of commodity prices and their possible appreciations or devaluations.

To predict the value of recyclable materials, the Brazilian industrial growth for each sector investigated was assigned as follows: 4.5% p.a. for the paper/cardboard sector (ANAP 2015); 3.5% p.a. for the plastics sector (Oliveira et al., 2013); 13% p.a. by 2020 and 6.5% p.a. after 2020 for the metallurgical sector (INESFA 2013); and 5.0% p.a. for the glass sector (ABIVIDRO, 2009). The material handling capacity of recycling companies was calculated as the sum of each year's capacity during the 15-year period (2020-2035) divided by the length of the period. The price considered was the current market price of each product for each company size (Table 2).

Company size* (scale operations)	Capacity (tons/week)				Price (US$/ton)			
	Paper/ cardboard	Plastics	Metal	Glass	Paper/ cardboard	Plastics	Metal	Glass
Micro	14,0	11,7	7,0	16,3	25.84	77,52	310.07	5.16
Small	-	46,7	23,3	35,0	-	103.36	387.59	7.75
Medium	233,3	116,7	70,0	-	51.68	155.03	594.31	-
Large	-	466,7	-	233,3	-	200.71	-	15.50

* micro-scale operations (up to US$93,023), small-scale operations (up to US$930,232), medium-scale operations (up to US$5,167,958), large-scale operations (over US$5.167 million). Conversion rate 1 US$ = R$ 3.87.

Table 2. Estimated capacity of recycling companies and recyclable waste prices

Estimated recyclable waste generationw

Equation (1) was used to estimate the amount of recyclable waste generated by a given municipality of a given type during the period 2020-2035 based on the principle of universalization from the Brazilian National Basic Sanitation Policy (NBSP) (Brazil 2007), which assumes that all municipalities will be covered by a collection service for household waste by 2035.

$$G_{mgy} = P_{zmy}.GPC_m.CG_g.(1-r)_{my}.MDR_y.\frac{365}{1000} \quad (1)$$

In Equation 1, *m* represents the municipality, ranging from 1 to 78; *z* represents the type of zone: urban, equal to 1 and rural equal to 2; *g* represents the type of waste generated, ranging from 1 to 4; *y* represents the year within the period 2020-2035, ranging from 1 to 15; *r* is the tailings content index; G_{mgy} represents the generation rate (ton/year) of recyclable waste *g* from municipality *m* in year *y*; P_{zmy} represents the population (n umber of inhabitant) covered by door-to-door collection service in zone *z* of municipality *m* in year *y*; GPC_m represents the daily *per capita* generation rate (kg/hab . day) of recyclable waste of the municipality *m*; CG_g represents the percentage (%) of the recyclable waste *g* in the gravimetric composition of waste generated; $(1-r)_{my}$ represents the percentage (%) of recyclable waste (after removal of tailings content *r*); and MDR_y represents in percentual the recyclable waste diversion targets from landfill in year *y*.

Population projection

In order to determine the projected population of the 78 municipalities of Espírito Santo, the arithmetic method was employed because it presented an error of only 3-5% in relation to the official government projections for growth between 2020 and 2035. Population data from the 2000 and 2010 Demographic Census (IBGE, 2010, 2000) were consulted since the 2020 Demographic Census was postponed to 2021 due to Covid-19 pandemic. It was considered that the proportion of the urban and rural population in relation to the total

municipal population in the 2010 Census would remain the same for population projections in the 2020-2035 period.

Coverage of municipal solid waste collection

Two values of the current municipal waste collection coverage were considered. The current coverage in relation to the total population was utilized as well as the current coverage in relation to the urban population in Brazil (2014). From these values, we calculated the percent of coverage for the rural population, considering in this case the population estimated by IBGE in 2014. The target coverage of 4 progressive municipal zoning standards (urban and rural areas) until 2035 (Table 3).

Urban area		Target coverage of municipal solid waste collection			
Municipal waste collection coverage	**Number of counties in 2014**	**2020-23**	**2024-27**	**2028-31**	**2032-35**
From 90 to 100%	75	100%	100%	100%	100%
Under 90%	3	100%	100%	100%	100%
Rural area		**Target coverage of municipal solid waste collection**			
Municipal waste collection coverage	**Number of counties in 2014**	**2020-23**	**2024-27**	**2028-31**	**2032-35**
From 90 to 100%	22	100%	100%	100%	100%
From 80 to 90%	8	100%	100%	100%	100%
From 70 to 80%	5	90%	100%	100%	100%
From 60 to 70%	3	80%	90%	100%	100%
From 50 to 60%	1	70%	80%	90%	100%
From 40 to 50%	17	65%	75%	90%	100%
From 30 to 40%	2	60%	75%	90%	100%
From 20 to 30%	3	45%	60%	80%	100%
From 10 to 20%	4	45%	65%	85%	100%
From 0 to 10%	12	40%	60%	80%	100%

Table 3. Coverage of municipal solid waste collection

Estimated gravimetric composition

To estimate the gravimetric composition of collected material, two types of input data were utilized; both of which were included in sensitivity analysis of the proposed model: data from NSIS (National Sanitation Information System) (Brazil 2015) distributed over absolute population size ranges; and data from the Brazilian National Solid Waste Policy (NSWP) (Brazil 2010b) as presented in Table 4.

Population size ranges	Estimated gravimetric composition				Waste generation *per capita* (kg.hab^{-1}.day^{-1})	Tailings (%)
	Paper	Plastic	Metal	Glass		
Up to 30 mil hab.[a]	58.7%	26.7%	7.5%	2.4%	0.67	4.2%
From 30 mil to 100 mil hab.[a]	58.3%	18.3%	15.4%	8.0%	0.85	1.3%
From 100 mil to 250 mil hab.[a]	76.1%	15.8%	5.0%	2.1%	0.71	0.8%
From 250 mil to 1 milhão hab.[a]	67.7%	19.3%	10.1%	0.5%	0.96	3.2%
Wide range[b]	41.1%	42.3%	9.1%	7.5%	-	-

Table 4. Estimated gravimetric composition distributed over absolute population size ranges.

Source: (a) Brazil (2015); (b) Brazil (2010b).

Proposal of recyclable waste diversion rates from landfill

Two possible recyclable waste diversion targets were considered in the proposed network model: the current values of landfill diversion rates for 34 municipalities in ES from 2014 (Brazil 2015) and a framework of progressive diversion rate goals. Both were considered so that different scenarios could be constructed, in which the recyclable waste landfill diversion rate could be varied (Table 5).

Targets	Recyclable waste diversion rates from landfill (%)			
	2020-2023	2024-2027	2028-2031	2032-2035
Target 1	15	20	25	30
Target 2	20	25	32	40
Target 3	25	32	40	50
Target 4	37	42	45	50
Target 5	32	45	60	75

Table 5. Proposal of recyclable waste diversion targets from landfill

Estimated cost of transportation according to truck load capacity

Transport costs at Level 1 are considered to be absorbed by WPOs and Level 2 costs by recycling companies. To estimate transport costs at Level 1 (with empty return and including taxes) under the responsibility of the proposed WPO network, the distance ranges between the origin and destination nodes and the mass of recyclables transported according to the truck's load capacity were considered (Table 6). Different truck load capacity considered was semi-heavy (10 ton), heavy (16 ton) and extra-heavy (21 ton). Compacting vehicles were not considered, as these can promote contamination or humidification of materials that can be recycled, and may make their recovery unfeasible (Ferri, Diniz Chaves,

and Ribeiro 2015).

Distance ranges (km)	Truck load capacity		
	Semi-heavy (10 ton)	Heavy (16 ton)	Extra-heavy (21 ton)
0 - 50	US$ 100,81	US$ 128,17	US$ 228,79
51 - 100	US$ 147,36	US$ 188,00	US$ 301,32
101 - 150	US$ 193,91	US$ 247,83	US$ 373,84
151 - 200	US$ 240,47	US$ 307,67	US$ 446,37
201 - 250	US$ 287,01	US$ 367,51	US$ 518,90
251 - 300	US$ 333,57	US$ 427,34	US$ 591,43
301 - 350	US$ 380,12	US$ 487,18	US$ 663,95
351 - 400	US$ 426,67	US$ 547,01	US$ 736,48
401 - 450	US$ 473,22	US$ 606,85	US$ 809,01
451 - 500	US$ 519,77	US$ 666,68	US$ 881,54

Conversion rate 1 US$ = R$ 3.87. Reference year: 2016.

Table 6. Estimated cost of transportation according to truck load capacity

2.3.2 Stage 2 - Sensitivity tests

Ten different scenarios were created by varying model parameters. These scenarios were grouped according to the purpose of the sensitivity tests: to understand the effect of gravimetric composition of waste, to evaluate the effect of recyclable waste landfill diversion targets, and to investigate the effect of truck transport capacity, as detailed in Table 6. In all scenarios, fixed prices were considered for all waste in the period 2020-2035. This approach excludes the influence of the commodity market with applicable appreciations or devaluations. For some scenarios, the population projection was considered for all the municipalities of the state until 2035. Grouped scenarios utilized variation in a common set of parameters, so that their effect on WTS location could be analysed.

Analysis purpose	Scenarios	Population	MSW collection	Gravimetric composition	Diversion rates	Truck capacity
To evaluate the effect of gravimetric composition on the generation of recyclable waste; and the financial outcome of the proposed WPO network using parameters based on current and projected trends	A	Current	Current (NSIS)	NSWP	NSIS	16 ton
	B			NSIS	NSIS	
	C	Projection 2020-2035	Targets (NBSP)	NSWP	Target 3	
	D			NSIS	Target 3	
To evaluate the effect of recyclable waste landfill diversion targets on the financial outcome of the proposed WPO network considering the quantity, location, WTS capacity, and related costs	E	Projection 2020-2035	Targets (NBSP)	NSWP	Target 1	16 ton
	F				Target 2	
	C				Target 3	
	G				Target 4	
	H				Target 5	
To evaluate the effect of truck load capacity on transport cost between WPO and WTS; and the effect of truck load capacity on the required network storage capacity	I	Projection 2020-2035	Targets (NBSP)	NSWP	Target 3	10 ton
	C					16 ton
	J					21 ton

Legend: MSW – municipal solid waste; NBSP - National Basic Sanitation Policy; NSIS - National Sanitation Information System; NSWP - National Solid Waste Policy.

Table 6. Description of evaluated scenarios by mathematical model

Optimum locations of Waste Transfer Stations

Recyclable solid waste flow between Waste Pickers Organizations network and optimum locations of Waste Transfer Stations were illustrated to the scenario considered as reference after financial analysis of the proposed WTS networks.

Distances from WPOs to WTS's (Level 1), and WTS's to recycling companies (Level 2) were calculated using open source QGis geographic information system software, version 2.2 Valmiera. All distances were considered to be Euclidian and were generated by drawing a straight line between the applicable projected coordinates; with the real distance being approximated using a correlation factor of $\alpha = 1.35$ (Gonçalves et al., 2014).

3 I RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Proposal WPO network

The results for each scenario considered, including the projected waste transport

load, the number of trucks, their respective load occupancy, the number of WTS's proposed, their respective used capacity, and the number of recycling companies identified as available to receive the recyclable waste, are shown in Table 7.

Scenarios	Recyclable Waste (ton/week)	Quantity of trucks	Load truck occupancy (%)	Number of WTS Proposed	WTS used capacity[(a)]	Recycling Companies
A	512.5	98	32.7	8	98.94%	9
B	498.6	96	32.5	9	98.95%	7
C	2,183.3	181	75.4	14	99.97%	14
D	2,166.4	179	75.6	10	99.80%	12
E	1,313.4	133	61.7	12	99.80%	11
F	1,728.5	156	69.3	9	99.97%	10
G	2,625.2	205	80.0	12	99.74%	25
H	3,068.2	234	82.0	12	99.62%	26
I	2,183.4	260	84.0	11	99.97%	14
J	2,183.4	153	68.0	12	99.97%	12

Legend: (a) WTS number *versus* capacity (ton/week); WTS - Waste Transfer Stations.

Table 7. Summary of the proposed scenarios for WPO network

As illustrated in Table 7, all scenarios had a minimum of 8 operational WTS's and a maximum of 14 operational WTS's. The installation of WTS's should be a high priority at the time of network planning, because if poorly planned, the network can become dysfunctional. WTS load capacities were always above 98.9%, indicating that the model maximizes the potential of its load accumulation, thus avoiding the costs of maintaining underperforming WTS's. However, operating a WTS this close to the projected capacity is not advisable. Seasonal variations in waste reception or other periodic factors may result in an acute increase in waste that pushes the WTS beyond its operating capacity.

When determining the operational capacity of a WTS, a defined amount of clearance should be included to buffer against such stochastic changes in waste reception rates. This practice would also account for future growth in cargo handling capacity and ensure operational flexibility in response to economic and market development.

The number of recycling companies able to receive waste varied from 7 to 26, out of a total of 57 companies, representing 12.3% to 45.6% engagement. The average fraction of recycling companies engaged was 24.6%, with the majority of engaged recycling companies being larger-scale operations.

Scenario C (diversion target: 15% - 50%) was considered as the reference scenario for all comparisons, as its final target for recyclable waste landfill deviation is the same as that proposed by the NSWP but is implemented gradually over 20 years. Figure 2 illustrates

the reference scenario of Waste Pickers Organizations network with 14 Waste Transfer Stations and respective recyclable waste flows. The total capacity of the 14 WTS opened is 2,183.3 ton/week and 99.97% load occupancy.

Fig.2. Recyclable solid waste flow between Waste Pickers Organizations network and optimum locations of Waste Transfer Stations in the reference scenario.

Legend: WP – waste pickers; WTS – waste transfer station; RSW – recyclable solid waste.

3.2 Financial analysis of the proposed WTS networks

Table 8 shows the financial analysis enabled by the mathematical model of the proposed WTS networks in various scenarios.

Scenarios	Profitability[a]	Financial result[b]	Revenue	Installation cost	Operation cost	Transport cost
	%	(US$*/week)	(US$*/week)	(US$*/week)	(US$*/week)	(US$*/ week)
A	46	39,063.60	85,758.79	4,953.41	26,249.67	15,492.10
B	35	24,172.05	69,751.60	4,819.53	25,584.07	15,175.93
C	54	188,890.31	347,229.06	20,884.65	105,161.29	32,292.79
D	46	131,767.10	288,901.87	20,750.77	103,928.68	32,455.30
E	55	120,614.62	219,875.16	12,584.34	64,484.43	22,191.77
F	55	158,370.22	286,459.56	16,533.68	83.244,84	28,311.58
G	53	212,886.75	401,191.39	25,168.68	125,792.64	37,343.30
H	50	219,486.17	439,854.30	29,452.71	146,743.90	44,171.50
I	53	183,699.31	347,000.34	20,884.65	105,405.47	37,010.90

J	51	176,980.86	347,004.38	20,884.65	105,140.51	43,998.34

Legend: (a) Profitability = financial result / revenue; (b) Financial result = revenue – costs (installation, operation and transport); *Conversion rate 1 US$ = R$ 3.87.

Table 8. Financial analysis of the proposed scenarios.

The revenue from selling recyclable waste that is generated by the improved network organization not only justifies its construction, but it also enables a reduction in spending on other population welfare solutions. Similar positive financial returns were also found by Ferri et al. (2015) and Couto and Lange (2017). Extrapolating the weekly revenue stream predicted by the model, the proposed WPO network generates economic returns between US$ 1.24 to 11.39 million per year, depending on the particular scenario considered.

Among the different costs accounted for in the proposed scenarios, the most significant was WTS operating cost. Transport costs were most significant in Scenarios A and B, representing about 1/3 of total costs. Overall, operating costs were the most significant due to the need for equipment and labor at all stages of the operational chain, including: receiving, washing, shredding, baling, storage, and transportation. The focus of improving WTS networks is to increase WPO participation in the recycling economy, even if further process mechanization may lead to increased production with reduced personnel costs; however, this option would be contradictory.

Figure 3 shows the financial results regarding the effect of the gravimetric composition adopted in scenarios A to D, and the group of scenarios whose targets for diversion of recyclables ranged from 10% to 75% (Scenarios E to H).
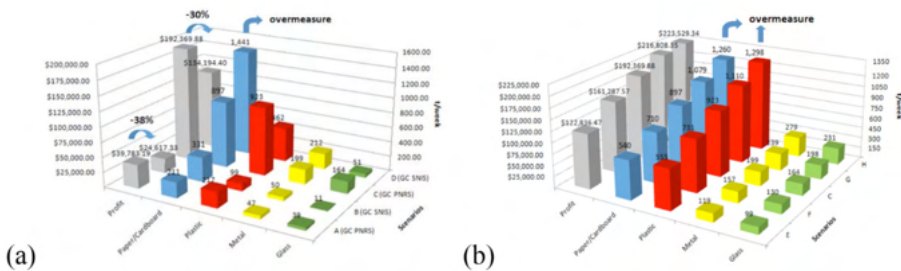
Fig. 3. Financial results of the sensitivity test. (a) Effect of the gravimetric composition adopted in scenarios A to D; (b) Effect of recyclable waste landfill diversion targets in scenarios E to H.

As can be seen in Figure 3a, although the input parameters in Scenarios A and B are similar, differing only by gravimetric composition, the financial result in B was 38% less than in Scenario A. Similarly, Scenario D presents an estimate of waste generation that was only 0.8% lower than Scenario C, and it resulted in a financial return of about 30% less, due to the considerable difference between the recyclable waste installments.

The differentiation of the recyclable fractions has a direct effect on the revenues obtained from commercialization due to the different prices for each type of waste. This difference was due to the estimated quantity of plastics, a material with higher added value and mainly for large companies.

The financial results for scenarios with targets for recyclables recovery ranging from 10% to 75% that depend also on the respective target four-year period are presented in Figure 3b. It was observed that the increased growth rate for the financial result did not translate into growth to the same extent for targets of recyclables diversion. Thus, this caused more waste to reach organizations, however, it would result in the material not having a final consumer market. In this sense, installation and transportation costs were increased to accommodate recyclable waste that had no market and could not generate revenues for the network.

4 I DISCUSSION

This study points to important elements to be considered for the development of a logistics network that contributes to the strengthening of WPOs. Although cost versus benefit indicates the feasibility of implementing WTS, it is important to understand that the installation cost has been amortized over weeks. However, in practice, this value implies a significant initial investment for WPOs, which usually have a short-term planning vision. It is important to consider that these organizations do not have the necessary financial resources to enable the implementation of these WPOs. Therefore, the expansion of this network involves the provision of government resources. This is justified, since WPOs are the actors that have effectively operated the collection of recyclable waste in Brazil. It is these organizations that will make it possible to achieve the goals of recyclable material diversion from landfills at the local level.

In addition, the viability of this network involves the participation of several WPOs to guarantee the volume of waste necessary to effectively enable the implementation and operation of the WTS. This involves an articulation work for initial engagement, but also the coordination of initial activities that should be performed by a recognized WPO. Therefore, despite the financial viability of the proposed network, its implementation depends on the establishment of a governance mechanism that goes beyond the limits of the mathematical model presented, but which is essential for the realization of this proposal.

Another implication associated to the financial return of the reverse logistics network is directly related to the differentiation of the recyclable fractions due to the increase in revenue due to the better quality of the material. Therefore, despite not being the focus of this study, environmental education policies and incentives to separate waste at source can contribute to a better financial result for WPOs, increasing the social impact of the proposal. These actions are proposed in NSWP as well as their development in the related state law.

5 I CONCLUSION

The proposed WTS offers an effective and efficient scheme for the reverse logistics of WPO network operations, allowing for the large-scale commercialization of recyclable waste. The improved operational scale of the WPOs allows them to achieve a higher market efficiency and larger economic returns, but the proposal depends on investment and coordination by the government.

However, it is important to mention that only Waste Picker Organizations formally associated to Instituto Sindimicro-ES were interviewed, while independent waste pickers or informal organizations were not considered. If the per capita revenue of waste pickers grows, it could also encourage the formalization of informal ones, which would dilute the revenue per picker but increase the number of people formally involved in the system.

The MILP model was the tool used to investigate different scenarios in order to provide more specific results for each manager, since it can assess several data to determine the optimal configuration for the reverse logistic network. However, the novelty of this study is not based on the mathematical model but, rather, on the applicability that the model responses bring to the incorporation of WTS in WPO networks. Because the model input data are dynamic and still vary both geographically and temporally, the main contribution of this article is to allow for the dimensioning of WPO networks through a model capable of carrying out an analysis involving technical and financial variables. It could be used by the planners, public decision makers, traders, and WPO managers as a planning tool. Despite the contribution to strengthen their integration into municipal waste management system, these economic returns incentivize WPO participation in the circular economy; and offer increased opportunities for a greater degree of cooperation with established recycling companies.

REFERENCES

ABIVIDRO (Brazilian Technical Association of Automatic Glass Industries). 2009. “Yearbook.” 2009. www.abividro.org.br.

Ağaçsapan, Balca, and Saye Nihan Çabuk. 2020. “Determination of Suitable Waste Transfer Station Areas for Sustainable Territories: Eskisehir Case.” *Sustainable Cities and Society* 52: 101829. https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101829.

ANAP. 2015. “Paper Recycling in Brazil 2014.” In *II Encontro Nacional Dos Aparistas de Papel*. São Paulo: National Association of Paper Aparistas.

Brazil. 2007. *Brazilian National Basic Sanitation Policy*. Brasília.

———. 2008. *Elements for the Organization of Selective Collection and Design of Sorting Sheds*. Edited by Tarcísio De Paula Pinto and Juan Luis Rodrigo González. Ministry of Cities.

———. 2010a. *Manual for the Implementation of Composting and Selective Collection in Public Consortia*. Improvemen. Brasília: Ministry of the Environment.

———. 2010b. *National Solid Waste Policy. Federal Law N_ 12,305, August 2, 2010. Diário Oficial Da União, Brasília, August 3, 2010. Section 1, p. 1–7.* Brasília.

———. 2014. "Diagnosis of Urban Solid Waste Management - 2013." Brasília.

———. 2015. "Diagnosis of Urban Solid Waste Management - 2014." Brasília.

Chatzouridis, Constantinos, and Dimitrios Komilis. 2012. "A Methodology to Optimally Site and Design Municipal Solid Waste Transfer Stations Using Binary Programming." *Resources, Conservation and Recycling* 60: 89–98. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.12.004.

Couto, Maria Claudia Lima, and Liséte Celina Lange. 2017. "Análise Dos Sistemas de Logística Reversa No Brasil." *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 22 (5): 889–98. https://doi.org/10.1590/S1413-41522017149403.

Dutra, Renato Meira de Sousa, Luciana Harue Yamane, and Renato Ribeiro Siman. 2018. "Influence of the Expansion of the Selective Collection in the Sorting Infrastructure of Waste Pickers' Organizations: A Case Study of 16 Brazilian Cities." *Waste Management* 77: 50–58. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.009.

Fergutz, Oscar, Sonia Dias, and Diana Mitlin. 2011. "Developing Urban Waste Management in Brazil with Waste Picker Organizations." *Environment and Urbanization* 23 (2): 597–608. https://doi.org/10.1177/0956247811418742.

Ferri, Giovane Lopes, Gisele de Lorena Diniz Chaves, and Glaydston Mattos Ribeiro. 2015. "Reverse Logistics Network for Municipal Solid Waste Management: The Inclusion of Waste Pickers as a Brazilian Legal Requirement." *Waste Management* 40: 173–91. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.036.

Fidelis, Reginaldo, Antonio Marco-Ferreira, Lilian Cristina Antunes, and Alexandre Kenji Komatsu. 2020. "Socio-Productive Inclusion of Scavengers in Municipal Solid Waste Management in Brazil: Practices, Paradigms and Future Prospects." *Resources, Conservation and Recycling* 154 (July 2019): 104594. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104594.

Gall, Markus, Melanie Wiener, Cintia Chagas de Oliveira, Reinhold W. Lang, and Erik G. Hansen. 2020. "Building a Circular Plastics Economy with Informal Waste Pickers: Recyclate Quality, Business Model, and Societal Impacts." *Resources, Conservation and Recycling* 156 (September 2019): 104685. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104685.

Gonçalves, Daniel Neves Schmitz, Carolinne De Morais Gonçalves, Tássia Faria De Assis, and Marcelino Aurélio Da Silva. 2014. "Analysis of the Difference between the Euclidean Distance and the Actual Road Distance in Brazil." *Transportation Research Procedia* 3 (July): 876–85. https://doi.org/10.1016/j.trpro.2014.10.066.

INESFA. 2013. "Study on the Iron Scrap Industry and the Impact of the Adoption of Ferrous Scrap Export Taxes in Brazil." National Institute of Iron and Steel Scrap Companies.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2000. “Demographic Censu 2000.” https://www.ibge.gov.br.

———. 2010. “Demographic Censu 2010.” https://www.ibge.gov.br.

Kůdela, Jakub, Radovan Šomplák, Vlastimír Nevrlý, Tomáš Lipovský, Veronika Smejkalová, and Ladislav Dobrovský. 2019. “Multi-Objective Strategic Waste Transfer Station Planning.” *Journal of Cleaner Production* 230 (2019): 1294–1304. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.167.

Lin, Zhuangqin, Qiu Xie, Yingbin Feng, Peng Zhang, and Ping Yao. 2020. “Towards a Robust Facility Location Model for Construction and Demolition Waste Transfer Stations under Uncertain Environment: The Case of Chongqing.” *Waste Management* 105: 73–83. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.037.

Liu, Junwan, and Guodi Zheng. 2020. “Emission of Volatile Organic Compounds from a Small-Scale Municipal Solid Waste Transfer Station: Ozone-Formation Potential and Health Risk Assessment.” *Waste Management* 106: 193–202. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.031.

Navarrete-Hernandez, Pablo, and Nicolas Navarrete-Hernandez. 2018. “Unleashing Waste-Pickers’ Potential: Supporting Recycling Cooperatives in Santiago de Chile.” *World Development* 101: 293–310. https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.08.016.

Oliveira, M F., S. L. M. Costa, F. S. Pereira, and M. A. Costa. 2013. “The Plastics Processing Industry and Its Recent Performance.” *National Bank for Economic and Social Development Setorial* 38: 131–72.

Pinha, Augusto Cesar Hernandes, and Juliana Keiko Sagawa. 2020. “A System Dynamics Modelling Approach for Municipal Solid Waste Management and Financial Analysis.” *Journal of Cleaner Production* 269: 122350. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122350.

Pishvaee, Mir Saman, Zanjirani Reza Farahani, and Wout Dullaert. 2010. “A Memetic Algorithm for Bi-Objective Integrated Forward/Reverse Logistics Network Design.” *Computers & Operations Research* 37 (6): 1100–1112. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cor.2009.09.018.

Rathore, Pradeep, and S. P. Sarmah. 2019. “Modeling Transfer Station Locations Considering Source Separation of Solid Waste in Urban Centers: A Case Study of Bilaspur City, India.” *Journal of Cleaner Production* 211: 44–60. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.100.

Siman, Renato Ribeiro, Luciana Harue Yamane, Roquemar de Lima Baldam, Juliana Pardinho Tackla, Sarina Francisca de Assis Lessa, and Priscila Mendonça de Britto. 2020. “Governance Tools : Improving the Circular Economy through the Promotion of the Economic Sustainability of Waste Picker Organizations.” *Waste Management* 105: 148–69. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.040.

Suthar, Surindra, Poonam Rayal, and Chetan P.S. Ahada. 2016. “Role of Different Stakeholders in Trading of Reusable/Recyclable Urban Solid Waste Materials: A Case Study.” *Sustainable Cities and Society* 22: 104–15. https://doi.org/10.1016/j.scs.2016.01.013.

Tirado-Soto, Magda Martina, and Fabio Luiz Zamberlan. 2013. “Networks of Recyclable Material Waste-Picker’s Cooperatives: An Alternative for the Solid Waste Management in the City of Rio de Janeiro.” *Waste Management* 33 (4): 1004–12. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.025.

Vital, J. P. 2013. "Calculation of Industrial Meal Costs." *Revista Especialize Online IPOG* 1 (5): 1–18.

Yadav, Vinay, Subhankar Karmakar, A.K. Dikshit, and Shivkumar Vanjari. 2016. "A Facility Location Model for MSW Management Systems Under Uncertainty: A Case Study of Nashik City, India." *Procedia Environmental Sciences* 35: 90–100. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.052.

CAPÍTULO 14

ECONDOMÍNIOS PROJECT: SOLID WASTE MANAGEMENT IN RESIDENTIAL CONDOMINIUMS

Data de aceite: 10/01/2022

Gerson Araujo de Medeiros
São Paulo State University, Campus of Sorocaba

Ana Paula Loro
São Paulo State University, Campus of Sorocaba

ABSTRACT: The National Solid Waste Policy has governed the panorama of solid waste in Brazil. In this Policy, all municipalities must present their Solid Waste Master Plan. As an expressive generator, condominiums play a prominent role in this scenario, as their waste is, as a general rule, originated from domestic activities. The objective of this work was to present the results of the Econdomínios project to establish solid waste management strategies in residential condominiums in the municipality of Sorocaba, state of São Paulo, Brazil. The solid waste characterization, sorting and quantification in a Sorocaba condominium was the methodological base of this work. The results demonstrate the more significant generation of recyclable materials in a residential condominium of a middle social class, pointing to the importance of selective collection in this segment to make the recycling cooperatives in the region economically viable. An improvement in the solid waste management of the evaluated condominiums is necessary, both to reduce the amount of recyclable material in the collection of organic waste and promote a reduction in generation, improving the valuation of garbage collected by cooperative members and seeking management sustainability urban solid waste.

KEYWORDS: Recycling, waste sorting, extension.

RESUMO: O panorama dos resíduos sólidos no Brasil está sendo regido pela Política Nacional de Resíduos Sólidos. Nessa Política, todos os municípios têm que apresentar seu Plano Diretor de Resíduos Sólidos. Os condomínios, como um expressivo gerador, têm um papel de destaque neste cenário, pois seus resíduos gerados são, em regra geral, originados de atividades domésticas. O objetivo do presente trabalho foi apresentar os resultados do projeto Econdomínios, para estabelecer estratégias de gestão dos resíduos sólidos em condomínios residenciais, no município de Sorocaba, estado de São Paulo, Brasil. A metodologia se baseou na caracterização dos resíduos gerados por um condomínio de Sorocaba, incluindo a sua identificação, separação e quantificação. Os resultados demonstram a maior geração de materiais recicláveis em condomínio residencial de uma classe social média, apontando para a importância da coleta seletiva nesse segmento como forma de viabilizar economicamente as cooperativas de reciclagem da região. Um aprimoramento da gestão de resíduos sólidos dos condomínios avaliados se faz necessário, tanto para reduzir a quantidade de material reciclável na coleta de resíduos orgânicos, quanto para promover a redução na geração, melhorando a valoração do lixo recolhido pelos cooperados e buscando a sustentabilidade da

gestão de resíduos sólidos urbanos.

PALAVRAS-CHAVE: Reciclagem, separação de resíduos, extensão.

1 I INTRODUCTION

In the context of generators of municipal solid waste, condominiums have played a prominent role due to the phenomenon of urbanization in Brazil and the growth of this type of settlement in the urban space of cities.

In 2019, Brazil generated 79 million tons of municipal solid waste (MSW), corresponding to a per capita generation of 0.379 kg per year (ABRELPE, 2020). In cities with the highest population concentration, the daily average of solid waste generation exceeded 1.2 kg per inhabitant, an amount that is equivalent to the rates verified in developed countries (ABRELPE, 2020).

The destiny of approximately 63% of the total is the landfill, followed by the discard of 18% in dumps without any treatment, and 5.4% treated in facilities for sorting, composting, and recycling materials (Paes et al. 2020a).

The state of São Paulo highlights in the Brazilian country because of the highest gross domestic product (GDP) (US$ 527 billion) and the second-highest per capita annual income in the country (US$ 12,075.00) (IBGE, 2019). In this state, a total waste generation reached around 23 million t per year (ABRELPE, 2020), where about 50% of generated MSW in just nine of the 645 municipalities, with more than 500,000 inhabitants, including Sorocaba (State of São Paulo, 2017). Sorocaba covers an area of 456 km2, with 671,000 inhabitants and an industrial economy profile.

The environmental impacts of the disposal of MSW in dumps and landfills include soil, surface and underground water, and air pollution, according to investigations of several authors, in municipalities of different Brazilian states, such as São Paulo (Medeiros et al., 2008a; Medeiros et al., 2008b; Beli et al., 2005), Minas Gerais (Medeiros et al., 2009a, Medeiros et al., 2009b), Amazonas (Oliveira & Medeiros, 2020), in addition to other countries, like Angola (Cristóvão et al., 2021). Such researches demonstrate the adverse effects on the environment of the disposal of residues in the soil, which highlights the importance of an MSW management plan in the municipal, state and federal scope (Paes et al., 2020a)

A social actor with growing importance in Brazilian cities is the cooperatives that collect, sorting and send the waste generated in the municipality to recycling companies. The improvement in the performance of these cooperatives is possible through a waste management plan for the different settlements living in the urban environment, such as those in residential condominiums. Such a plan can incorporate a series of guidelines that, if followed, provide an optimized and effective system for the transport, allocation and disposal of discarded waste. In this process, environmental education assumes considerable relevance as an instrument of awareness and information on municipal solid

waste management precepts, such as the hierarchy (reduction, recycling, recovery and reuse).

The main goal of this chapter was to present the results of the ECOndomínios project and substantiated by the diagnosis of recyclable household solid waste in a residential condominium. Based on this diagnosis, we developed guidelines for environmental education.

2 | MATERIAL AND METHODS

The ECO-domains project was created in 2012 to disseminate the principles of sustainable management of domestic solid waste, more specifically in the residential condominium sector, showing considerable growth in Sorocaba and the region. In this way, we outlined extension and environmental education guidelines.

The first step of the work was the characterization of the waste generated by the Encanto condominium in Sorocaba, state of São Paulo, in August 2014. Encanto condominium is a residential located in 1.49 ha, with 150 apartments and around 350 residents.

This stage included the identification, separation and quantification of solid waste generated in the condominium. We provided two containers for residents to deposit solid waste. The first corresponded to the deposit of organic waste (food waste) and the second for the disposal of dry recyclable waste (plastic, glass, paper and metals) and rejects (clothes, ceramics, greased paper, snack packaging). In the awareness and environmental education campaigns with the tenants, we prepared dissemination materials, such as pamphlets, on recycling and solid waste management, becoming one of the main methodological approaches of this study. Meetings with residents, structured the work carried out inside the condominium and presented the material developed for the campaign, characterization and strategies for solid waste management.

3 | RESULTS AND DISCUSSION

The estimation of domestic waste generation in the Encanto condominium reached 1,450 kg.month^{-1}, or 4.1 kg.(inhabitant.month)$^{-1}$. This total was about a third of that observed by Ribeiro et al. (2013) in work carried out in the Lagoa Azul condominium (13 kg.(inhabitant. month)$^{-1}$) in the city of Sorocaba, also part of the ECOndomínios project. This difference may be related to the profile of the Encanto condominium residents, predominantly a student population, unlike the Lagoa Azul condominium, which is family-owned. Costa et al. (2002) carried out a survey of the generation of solid waste in a residential condominium where about 36 people lived in Campina Grande, state of Paraiba, Brazil. In this study, the authors measured a generation of 10.7 kg.(inhabitant.month)$^{-1}$, demonstrating the variability in the

quantity of MSW in the context of condominiums.

The average monthly generation in Sorocaba, in 2014, reached 24.1 kg.(inhabitant. month)$^{-1}$ (Paes et al., 2020a). Therefore, the estimated generation in the Encanto condominium corresponded to approximately 17% of that observed in that municipality. The municipal waste collection of Sorocaba includes garden and commercial establishments, with a different generation profile from that studied in this research. A private sanitary landfill in the municipality of Iperó, 14 km far from the centre of Sorocaba, receives the waste from Sorocaba city. Therefore, a broad solid waste management program is essential in this municipality, involving all sectors of society (Paes et al., 2020).

The results of the MSW analysis surveyed at the Encanto condominium can be seen in Figure 1.
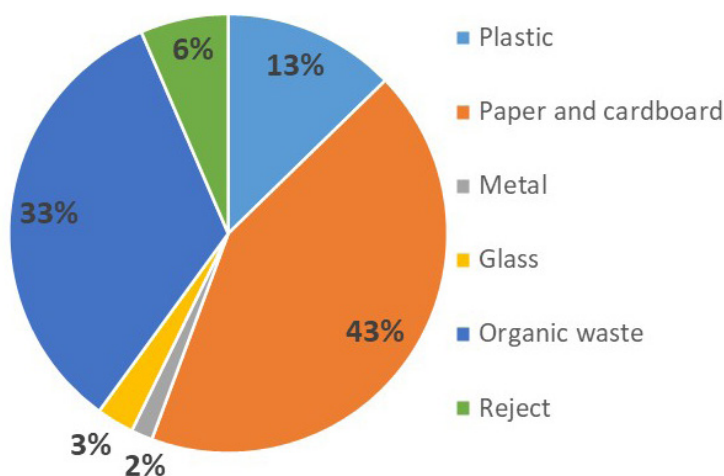
Figure 1. Characterization of solid waste generated in the Encanto condominium in Sorocaba, Brazil.

Paper and cardboard residues predominated, corresponding to 946 kg.month^{-1}, or 2.7 kg.(inhabitant.month)$^{-1}$. This amount represented 65.3% of dry recyclable waste. The predominance of paper and cardboard agrees with the results of Ribeiro et al. (2013) in a residential condominium in Sorocaba, reaching 57% of the amount of dry recyclable solid waste generated.

Organic waste was the second category that stood out regarding generation, reaching 754 kg.(month)$^{-1}$, or 2.1 kg.(month)$^{-1}$ per capita. Next, the generation of plastic highlighted, reaching 280 kg.(month)$^{-1}$, or 0.80 kg.(inhabitant.month)$^{-1}$, corresponding to 19.3% of recyclable waste. Ribeiro et al. (2013) found that the generation of plastic corresponded to 19.2% of dry recyclable waste in the Lagoa Azul condominium. In Costa et al. (2002), plastic was also the second residue in relative importance, representing about 9% of the total generated in the evaluated condominium.

The generation of glass reached 60.8 kg.$(month)^{-1}$, or 0.17 kg.$(inhabitant.month)^{-1}$, representing the fifth category of waste in importance in the amount generated. In the Lagoa Azul condominium, the generation of glass reached 132 kg.$(month)^{-1}$ or 2.20 kg.$(inhabitant.month)^{-1}$, corresponding to 17% of the total dry recyclable waste generated (Ribeiro et al., 2013).

Metals had the lowest generation, reaching 35.1 kg.$(month)^{-1}$ or 0.10 kg.$(inhabitant.month)^{-1}$. In the Lagoa Azul condominium, Ribeiro et al. (2013) observed the generation of 28 kg.$(month)^{-1}$ of metals or 3.5% of the total dry recyclable waste, equivalent to 0.46 kg.$(inhabitant.month)^{-1}$.

The rejects corresponded to other discarded materials (fabric, wood, ceramics) plus paper with characteristics that make its sale unfeasible, such as contamination with grease. This category corresponded to 132 kg.$(month)^{-1}$, or 0.4 kg.$(inhabitant.month)^{-1}$.

In the municipality of Sorocaba predominated, in 2014, the generation of organic waste, corresponding to 48% of the total generated, followed by paper and cardboard (17%), plastic (9.5%), glass (5.4%), and metals (3.5%) (Paes et al., 2020b). This aspect demonstrates the importance of solid waste characterization studies in the different social actors that make up the urban environment to establish decentralized MSW management strategies.

Another important aspect of this study was the recyclable material discarded in the organic waste container, which reached 173 kg.$(month)^{-1}$, corresponding to approximately 20% of organic waste generated in the condominium. In the container of organic waste, animal feces and others were observed, such as light bulbs and batteries (Figure 2).

Figure 2. Waste observed in the recyclable container, such as batteries and light bulbs, in the Encanto condominium, in Sorocaba, Brazil

Consequently, the results of this study pointed out to the importance of selective collection in the condominium sector to make recycling cooperatives economically viable. This action incorporates the principles of sustainability in solid waste management by integrating the social, economic, and environmental aspects involved.

The project generated educational material for disseminating solid waste management

practices in condominiums based on the results of the Encanto condominium. In Figure 3, it is possible to see a pamphlet developed to disseminate paradigms of sustainable solid waste management related to reduction, reuse and recycling. In addition to information on the disposal of waste and its washing, it provides guidance on the disposal of cells, batteries, and light bulbs, which were materials found in the recyclable materials container.

In Figures 4, one can see the posters created to disseminate guidelines related to managing organic (Figure 4A) and dry (Figure 4B) solid waste in Encanto condominium.

Figure 3. Educational material developed to disseminate the paradigms of urban solid waste management in the Encanto condominium in Sorocaba, Brazil

4 I FINAL CONSIDERATIONS

The characterization and quantification of solid waste are essential steps to establish guidelines and extension strategies to achieve sustainable MSW management. Therefore, environmental education emerges as an alternative to support the implementation of these strategies with adults and adolescents in residential condominiums.

Figure 4. Posters developed to disseminate the management of organic (A) and dry (B) waste at Encanto condominium, in Sorocaba, Brazil.

This chapter highlights environmental education guidelines related to solid waste separation guidance, with particular attention to dry recyclable waste, aiming at a greater valuation of waste and promoting the financial sustainability of recycling cooperatives that collect these materials for sale. In this bias, orientation about the third category of separation emerged as necessary: the rejects. This category of waste demands specific management actions.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful for the financial support of the Pró Reitoria de Extensão of São Paulo State University (Unesp).

REFERENCES

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresa de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos do Brasil 2020**. São Paulo: ABRELPE, 2020. 52p.

BELI, E.; NALDONI, C.E.P.; OLIVEIRA, A.C.; SALES, M.R.; SIQUEIRA, M.S.M.; MEDEIROS, G. A.; HUSSAR, G.J.; REIS, F.A.G.V. Recuperação da área degradada pelo lixão Areia Branca de Espírito Santo do Pinhal - SP. **Engenharia Ambiental**, v. 2, n.1, p. 135-148, 2005.

COSTA, M.G.D.; SILVA, M.M.P.; LEITE, V.D. Caracterização e destino dos resíduos sólidos na Quadra 11, do Residencial Bonald Filho uma contribuição para a coleta seletiva. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 18., 2002, Cancun. **Anais**... Cancun: AIDIS, 2002, p. 1-4.

CRISTÓVÃO, G.S.F.; MEDEIROS, G.A.; MANCINI, S.D.; PESSELA, J.D. Index for the assessment of municipal solid waste management in Angola: a case study in Kuito, Bié Province. **African Geographical Review**, v.40, p.1-13, 2021. https://doi.org/10.1080/19376812.2021.1974902

MEDEIROS, G. A.; REIS, F.A.G.V.; MENEZES, P.H.B.J. et al. Diagnóstico do aterro do município de Poços de Caldas, no estado de Minas Gerais, Brasil. **Engenharia Ambiental**, v. 6, p. 3-15, 2009a.

MEDEIROS, G. A.; REIS, F.A.G.V.; SOUZA JUNIOR, A. P.; GIRALDI, B.; SILVA, R. B. Diagnóstico ambiental do aterro do município de Andradas, no estado de Minas Gerais. **Engenharia Ambiental**, v. 6, p. 532-543, 2009b.

MEDEIROS, G.A.; REIS, F.A.G.V.; SIMONETTI, F.D. et al. Diagnóstico da qualidade da água e do solo no lixão de Engenheiro Coelho, no Estado de São Paulo. **Engenharia Ambiental**, v. 5, p. 169-186, 2008a.

MEDEIROS, G. A.; REIS, F.A.G.V.; COSTA, F.B. et al. Diagnóstico do lixão do município de Vargem Grande do Sul, no estado de São Paulo. **Engenharia Ambiental**, v. 5, p. 1-16, 2008b.

PAES, M.X.; MEDEIROS, G.A.; MANCINI, S.D.; BORTOLETO, A.P.; OLIVEIRA, J.A.P.; KULAY, L.A., Municipal solid waste management: Integrated analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v.254, p. 119848, 2020a. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119848

PAES, M.X.; MEDEIROS, G.A.; MANCINI, S.D.; GASOL, C.; RIERADEVALL-PONS, J.; GABARRELL-DURANY, X. Transition towards eco-efficiency in municipal solid waste management to reduce GHG emissions: the case of Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v.263, p. 121370, 2020b. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121370

OLIVEIRA, B.O.S.; MEDEIROS, G.A., “Municipal solid waste management in the Amazon: environmental, social, and economic problems, gaps, and challenges. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v.245, p. 9-20, 2020. https://doi.org/10.2495/EID200021

RIBEIRO, L.F.C.; BENTO, B.L.; LIMA, N.S.S; et al. Educação ambiental e gestão de resíduos sólidos domésticos em condomínio residencial: projeto ECOndomínios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2013, Goiania. **Anais**... Rio de Janeiro: ABES, 2013. v. 1. p. 1-7.

CAPÍTULO 15

ESTUDO PARA IMPLEMENTAÇÃO DE UM SISTEMA DE BIODIGESTÃO UTILIZANDO RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE ROSANA

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 08/11/2021

Sabrina Emília de Almeida Pavez
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Unesp
São Manuel – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/6158965271428756

Letícia Sabo Boschi
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Unesp
Rosana – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/9070577381094673

Claudia Gonçalves de Azevedo
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Unesp
Rosana – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/9889362725920837

RESUMO: O aumento dos resíduos sólidos urbanos está diretamente relacionado ao desenvolvimento de um país e a destinação correta de tais resíduos tem gerado discussões relevantes no âmbito acadêmico e industrial. Neste contexto, o tratamento biológico, por meio de biodigestores é uma das principais rotas tecnológicas que vem sendo estudadas para o aproveitamento da matéria orgânica que compõe mais de 50% dos resíduos gerados no Brasil. O biogás pode ser utilizado para a geração de energia e o biofertilizante torna-se adubo orgânico. A partir dos resultados obtidos na análise econômica verificou-se que a implantação do sistema de biodigestão é viável no município de Rosana, gerando uma receita de aproximadamente R$ 106.995,00/ano com a venda de energia gerada e R$ 80.006,40/ano com a venda do biofertilizante. Além disso, a análise econômica também demonstrou a viabilidade do projeto, sendo o Valor Presente Líquido obtido de R$ 142.165,86, a Taxa Interna de Retorno de 20% e o *Payback* de 4,42 anos. Desse modo verificou-se que esse sistema é economicamente atrativo para o município de Rosana.
PALAVRAS-CHAVE: Resíduos Sólidos Urbanos. Biodigestão. Geração de Energia. Análise Econômica.

STUDY FOR IMPLEMENTATION OF A BIODIGESTION SYSTEM USING SOLID URBAN WASTE IN THE CITY OF ROSANA

ABSTRACT: The increase in solid urban waste is directly related to the development of a country and the correct destination of such waste has generated relevant discussions in the academic and industrial field. In this context, biological treatment through biodigesters is one of the main technological routes that have been studied for the use of this organic matter, which represents more than 50% of the waste generated in Brazil. Biogas can be used for energy generation and biofertilizer becomes organic fertilizer. From the results obtained in the economic analysis, it was verified that the implementation of the biodigestion system is feasible in the municipality of Rosana, generating revenue of approximately R$ 106,995.00/year from the sale of generated energy and R$ 80,006.40/year with the sale of biofertilizer. In addition, the economic analysis

also demonstrated the feasibility of the project, with the Net Present Value obtained being R$ 142,165.86, the Internal Rate of Return of 20% and the Payback of 4.42 years. Thus, it was found that this system is economically attractive for the municipality of Rosana.
KEYWORDS: Urban Solid Waste. Biodigestion. Power generation. Economic analysis.

1 I INTRODUÇÃO

Nos últimos anos a sociedade tem demonstrado preocupações crescentes com o meio ambiente bem como com a utilização de fontes de energia renováveis. Neste contexto, merece destaque os resíduos sólidos, uma vez que a geração de tais resíduos aumentou consideravelmente ao longo das últimas décadas. No ano de 2018 no Brasil, foram geradas 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, equivalentes a 216.629 toneladas diárias e em média foram 380 kg/ano para cada pessoa (ABRELPE, 2019).

Em virtude da grande quantidade de resíduos gerados, bem como a destinação inadequada dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), o gerenciamento de tais resíduos se tornou um grande problema para as administrações municipais uma vez que é necessária uma grande área para o seu armazenamento, além de causar danos ambientais, tais como contaminação do solo e da água, além da ocorrência da liberação de gases que contribuem com o efeito estufa (GOUVEIA, 2012).

O gerenciamento dos RSU apresenta problemas de ordem econômica, ambiental, social, e cultural, de modo que é necessário aplicar técnicas capazes de minimizar ou evitar eventuais problemas relacionados à má gestão desses resíduos, uma vez representam uma ameaça ao meio ambiente e à saúde pública (BRASIL, 2012). Uma alternativa tecnológica para os resíduos sólidos, é o aproveitamento energético, e dentre as técnicas biológicas utilizadas para o aproveitamento energético dos RSU têm destaque o processo de biodigestão anaeróbica. A digestão anaeróbia é um processo onde ocorre a degradação da matéria orgânica a partir de microrganismos, na ausência de oxigênio, gerando como produto um gás combustível, o biogás e subprodutos que podem ser aplicados como fertilizantes orgânicos (VAN HAANDEL, LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 2007).

No cenário energético, a participação da biodigestão para obtenção de combustível ou geração de energia tem sido muito baixa, correspondendo aproximadamente 1% da matriz energética mundial. Entretanto, de acordo com PIRES (2019) a geração de biogás ganhou destaque durante os últimos anos, com um crescimento de 12,8 % ao ano. No ano de 2018, haviam cerca de 276 plantas de biogás em operação no Brasil, produzindo cerca de 3 milhões m³ por dia biometano a partir da utilização de matéria-prima como esgoto, resíduos sólidos orgânicos e resíduos agropecuários. Cerca de 70% do biogás gerado é destinado à geração de eletricidade, 17% para geração de calor e 10% são desperdiçados por não atenderem as normas regulamentadoras da ANP (PIRES, 2019).

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo projetar um sistema de

biodigestão para Resíduos Sólidos Urbano no município de Rosana, além de realizar o estudo da viabilidade econômica para implantação do sistema proposto. A implantação de uma unidade de biodigestão anaeróbica tem como objetivo reduzir a quantidade destes resíduos no descarte final no aterro sanitário do município, produzindo um combustível alternativo que possui poder calorífico semelhante ao gás natural, podendo assim ser utilizado para a geração de energia térmica, elétrica ou mecânica.

2 | ANÁLISE ECONÔMICA DE PROJETOS

Para realizar a análise da viabilidade econômica de investimentos podem-se adotar alguns tipos de métodos de análises, tais como Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR), Valor Presente Líquido (VPL) e Valor anual (VA).

De acordo com YEO E QIU (2003) o VPL pode ser definido como sendo a diferença entre o valor presente da estimativa líquida das entradas de caixa e o valor presente das saídas de caixa. Ao se analisar uma proposta de investimento com base na mesma Taxa mínima de atratividade (TMA), a melhor opção será aquela com que apresentar o maior valor presente (LINDEMEYER, 2008). A Equação 1 apresenta o cálculo do valor presente líquido (VPL).

$$VPL = I + \sum_{t=1}^{n} \frac{FC_t}{(1+TMA)^t} \quad (1)$$

sendo VPL o valor presente líquido, *I* o investimento de capital na data zero, FC_t o retorno na data *t* do fluxo de caixa, *n* o prazo de análise do projeto e *TMA* a Taxa Mínima de Atratividade para realizar o investimento, ou custo de capital do projeto de investimento.

A Taxa Interna de Retorno (TIR) indica em termos percentuais a rentabilidade do investimento utilizado no projeto durante toda a sua duração considerando as receitas envolvidas e os investimentos. A TIR é a taxa que torna o valor presente dos lucros futuros iguais aos dos gastos realizados com o projeto, ou seja, é a taxa que anula o VPL do fluxo de caixa do investimento (Equação 2), indicando assim a taxa de remuneração do capital investido.

$$0 = I + \sum_{t=1}^{n} \frac{FC_t}{(1+TIR)^t} \quad (2)$$

A TIR é comparada a TMA, que representa a taxa mínima de retorno desejável para que o projeto seja viável, de modo que se TIR > TMA considera-se que o investimento é rentável e viável.

O método do tempo de retorno do capital ou *payback*, é uma maneira simples de estimar o prazo necessário para se recuperar o investimento inicial, ou seja, é o método que indica o tempo necessário para que o investimento inicial e o rendimento acumulado sejam equivalentes. A determinação do tempo de retorno do capital é feita analisando o

fluxo de caixa, e o valor do tempo é determinado quando os investimentos (saída de caixa) se igualam com as receitas (entrada de caixa). Desse modo, o tempo de retorno é dado pela razão entre o investimento inicial e a média do fluxo de caixa anual:

$$B = \frac{Investimento\ inicial}{\sum FC_{ano}} \quad (3)$$

3 I MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização do Município de Rosana

O município de Rosana está situado no extremo oeste do Pontal do Paranapanema à latitude de 22°34’48” Sul, à longitude de 53°03’32” Oeste, com uma altitude de 236 metros e uma extensão territorial de 744 km². No extremo oeste da cidade, confluem os rios Paraná e Paranapanema, que se encontram respectivamente a norte e a sul do município.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019) a população estimada do município é de 16.643 pessoas. Sua principal fonte de economia provém do setor da indústria, segundo Rosana (2015), sendo que o setor mais importante é o de plantio de cana-de-açúcar e o cultivo de mandioca.

De acordo Rosana (2015) a análise da composição gravimétrica dos RSU do município foi realizada pela Secretaria do Meio Ambiente em agosto de 2014. Os resultados obtidos no estudo são apresentados na Tabela 1.

Material	Média (Kg)	%
Plástico	121,0	3,9
Papelão	91,3	2,9
Metal	19,8	0,6
Vidro	9,5	0,3
Orgânico	1.732,0	55,4
Não Reciclável	1.154,7	36,9
Total	**3.128,3**	**100,0**

Tabela 1 - Dados do estudo gravimétrico município de Rosana

Fonte: ROSANA, 2015 (Adaptado).

A coleta e transporte dos resíduos sólidos urbanos do município de Rosana são competência da Secretaria de Mobilidade Urbana, Obras e Serviços Públicos, sendo a gestão dos mesmos realizada pela Secretaria de Meio Ambiente. Para o levantamento dos dados referentes aos resíduos sólidos urbanos orgânicos produzidos no município, durantes os meses de Dez/19 e Jan/20, foram realizadas pesagens dos caminhões carregados com os resíduos, a fim de obter a quantidade de resíduos gerados, bem como

realizar os cálculos para obtenção da licença ambiental junto à CETESB.

3.2 Dimensionamento do Sistema de Biodigestão

Dentre os principais tipos de biodigestores, o modelo canadense, também chamado de biodigestor de fluxo tubular, tem sido amplamente utilizado uma vez que se apresenta como uma tecnologia mais moderna associada à uma construção simples e de custo reduzido. Desse modo, o modelo adotado para compor o sistema de biodigestão proposto no presente trabalho foi o modelo canadense. Para a determinação das principais dimensões do biodigestor, utilizou-se o modelo matemático desenvolvido por Ribeiro (2004) e a ferramenta Excel da Microsoft.

O modelo apresentado Ribeiro (2004) exige que sejam fornecidos parâmetros iniciais, tais como, raio da campana (r), comprimento (L) e a proporção de fase gasosa (p), que deve ser menor que 40%, uma vez que acima desse valor o volume da fase líquida não permite a manutenção da campana cheia de biogás. A escolha de tais parâmetros é condicionada ao volume estimado do biodigestor.

Equações	Descrição
$P = C = 2\pi r$ (4)	*P*= perímetro total transversal (campana e fossa) C = circunferência da bolsa R = raio da bolsa plástica
$A\% = 0{,}621\,p^2 - 0{,}042\,p + 0{,}352$ (5)	$A_{\%}$ = % do perímetro transversal do arco p = proporção da fase gasosa desejada (p≤0,4)
$b = \left(\frac{-1}{3}\,A_{\%} + \frac{-1}{3}\right)P$ (6)	b = lateral, base ou largura menor da fossa
$a = 1{,}68\,b$ (7)	a = largura maior da fossa
$h = 0{,}951\,b$ (8)	h = profundidade da fossa
$A_t = \frac{A_f}{(1-p)}$ (9)	A_t =área total transversal ou área transversal da fossa mais área transversal da campana
$A_g = A_t - A_f$ (10)	Ag = área transversal da campana ou área transversal destinada para o gás
$V_t = A_t L$ (11)	V_t= volume total do biodigestor (campana mais gás) L = comprimento do biodigestor
$V_f = A_f L$ (12)	V_f = volume total da fossa
$V_g = A_g L$ (13)	V_g= volume total do gás
$A_f = 0{,}4755\,(a + b)\,b$ (14)	A_t =área total transversal ou área transversal da fossa mais área transversal da campana

Quadro 1 – Equações dimensões biodigestor

Fonte: própria autora, baseado em RIBEIRO (2004).

A utilização do método de Ribeiro (2004) permite determinar o volume total do biodigestor, o volume total da fossa e o volume total do gás, dentre outros parâmetros, descritos nas equações dispostas no Quadro 1.

Inicialmente, será estimado o volume do biodigestor para comportar o volume de carga diária durante o tempo de retenção necessário para que ocorra a degradação da matéria orgânica. O volume total do biodigestor é determinado a partir da Equação 15:

$$V_t = V_c \, x \, TRH \qquad (15)$$

sendo TRH o tempo de retenção hidráulico (dias), V_t o volume total do biodigestor (m^3) e V_c o volume de carga diária (m^3/dia).

A fim de avaliar o potencial de geração de biogás em aterros sanitários, o *Intergovernamental Panel on Climate Change* – IPCC (2006) apresentou uma metodologia amplamente aceita e utilizada em diversos países. O modelo apresentado permite estimar a quantidade de metano gerado em diferentes regiões geográficas, uma vez que leva em consideração parâmetros característicos de cada região (IPCC, 2006). A determinação da emissão anual de CH_4, para cada país ou região, pode ser calculada pela Equação 16 (IPCC, 1996):

$$Q_{CH4} = \left[\left(RSU_{REC}.FCM.COD.COD_f.F.16/12\right) - R\right].(1 - OX) \qquad (16)$$

sendo Q_{CH4} a vazão de metano gerado (10^3 $kgCH_4$/ano), RSU_{REC} a quantidade de resíduos sólidos recebidos no aterro (10^3 kg/ano), *FCM* o fator de correção de metano (adimensional), *COD* o carbono orgânico degradável no resíduo sólido (adimensional), COD_f a fração de *COD* efetivamente degrada (adimensional), *F* a fração de CH_4 no gás de aterro (adimensional), 16/12 a taxa de conversão de carbono em metano (adimensional), *R* a quantidade de metano recuperado (10^3 $kgCH_4$ /ano) e *OX* o fator de oxidação (adimensional).

A Equação (17) fornece o *COD* usando valores padrão de carbono por conteúdo (IPCC, 1996):

$$COD = 0{,}4.A + 0{,}17.B + 0{,}15.C + 0{,}4.D + 0{,}3.E \qquad (17)$$

sendo A o percentual de papel e papelão na composição dos RSU, B o percentual de resíduos de poda, jardinagem e outros materiais orgânicos não alimentícios (resíduos de parques e jardins) na composição dos RSU, C o percentual de resíduos alimentícios orgânicos na composição dos RSU, D o percentual de têxteis na composição dos RSU e E o percentual de madeiras e resíduos florestais na composição dos RSU.

O cálculo do COD_f é realizado através da Equação (18) (IPCC, 1996):

$$COD_f = 0{,}014.T + 0{,}28 \qquad (18)$$

sendo *T* a temperatura na zona anaeróbia do aterro. Assume-se que esta temperatura

permanece constante por volta dos 35 ºC IPCC (1996).

De acordo com Lobato (2011) e Zilotti (2012), o potencial de energia elétrica gerada a partir do biogás pode ser determinado a partir das equações:

$$P_x = Q_x \,.\, \eta \,.\, PCI_D \tag{19}$$

sendo P_x a energia elétrica disponível (kWh), Q_x a vazão média diária de biogás gerado (m^3/dia), η a eficiência elétrica de conversão (%), PCI_D o Poder calorífico inferior disponível (kWh/m^3), dado pela equação:

$$PCI_D = \gamma_{CH4} \,.\, PCI_{CH4} \,.\, k \tag{20}$$

sendo y_{CH4} o peso específico do metano (kg/m3), PCI_{CH4} o poder calorífico inferior do metano (kcal/kg) e k o fator de conversão de kcal em kWh (4,19/3600).

3.3 Levantamento de Gastos, Investimentos, Custos

O levantamento dos gastos, custos e equipamentos para a implantação do sistema de biodigestão foram feitos levando em consideração os dados de resíduos sólidos orgânicos para o ano de 2019, cerca de 138,82 t/mês, considerando que tais resíduos serão coletados 30 dias no mês.

Nesta etapa foi realizada uma pesquisa de mercado, de modo a averiguar o custo com equipamentos, materiais e mão-de-obra especializada que serão utilizados na construção e no funcionamento do sistema de biodigestão. O local selecionado para a implantação do projeto de biodigestão será um terreno já pertencente à prefeitura municipal de Rosana. O local conta com uma área total de 18. 516 m², localizado na Rua dos Pedreiros, esquina com a Rua-17, Quadra 44f, no distrito de Primavera. Uma vez que o local é propriedade da prefeitura não haverá necessidade de adquirir um terreno para a implantação do biodigestor.

Foi realizado o levantamento de todos os equipamentos necessários para o sistema de biodigestão, de acordo com as suas dimensões, dentre eles, grupo gerador, manta de PVC flexível, tubulação de PVC para a entrada de e saída dos resíduos, tubulação de PVC para a saída do biogás, caixa de alvenaria, filtro de biogás, triturador mecânico e um termostato. Alguns materiais foram orçados através sites de em lojas especializadas, e outros foram a partir de orçamentos solicitados junto a empresas especializadas.

Também foi realizado o levantamento dos custos relacionados ao preparo do local onde o biodigestor será implantado, tais como escavação, instalações elétricas, mão de obra, bem como custos com as licenças ambientais emitidas pelo Órgão Regulador do Estado de São Paulo, CETESB.

No local do empreendimento será necessário um funcionário, que ficará responsável pela limpeza e acionamento dos equipamentos, um encarregado e um operador de trator. Além disso, estimaram-se os custos com a mão de obra necessária para a manutenção

dos equipamentos.

De acordo com a Instrução Normativa SRF n° 162/1998, que estabelece o prazo de vida útil de equipamentos e construções, e a taxa de depreciação dos mesmos. Para o gerador e a mini carregadeira o prazo de vida útil é de 10 anos e a taxa de depreciação é de 10%, enquanto para a manta de PVC o prazo de vida útil de é 5 anos e a taxa de depreciação é de 10% (BRASIL, 1998).

A receita gerada pelo sistema de biodigestão será definida pela venda do biofertilizante e da energia elétrica gerada a partir do biogás produzido. Para a receita gerada pela comercialização do fertilizante, o valor médio de venda é de R$ 60 por tonelada e para a receita gerada pela venda da energia, considera-se a sua equivalência energética por m³ de biogás pelo valor em R$ do kWh de energia.

4 I RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Obtenção dos Dados dos Resíduos Sólidos Urbanos

Para o dimensionamento do sistema de biodigestão foram considerados os dados da população do ano de 2019, 16.643 habitantes segundo o IBGE (2019). Desse modo, através das pesagens realizadas pela Secretaria do Meio Ambiente, para esse total de habitantes, obtém-se a quantidade de 9,003 toneladas de resíduos e rejeitos por dia. Adotou-se a média nacional da fração orgânica do Brasil de 51,4 %, sendo assim, tem-se 138,82 t/mês de resíduos orgânicos para Rosana. Para o cálculo do volume, considerou-se que peso específico do resíduo sólido urbano é 0,7 t/m³ (Rosana, 2015) e que a coleta dos resíduos sólidos urbanos acontece diariamente, trinta dias por mês. Os dados obtidos são apresentados na Tabela 2.

População (2019)	Resíduo Coletado por (t/mês)	Geração RSU orgânico (t/mês) (51,4%)	Geração RSU orgânico (t/d)	Geração RSU Orgânico (m³/mês)
16.643	270,10	138, 82	4,63	198,323

Tabela 2 - Dados dos Resíduos Sólidos Urbanos

Fonte: própria autora, baseado em dados da Secretaria do Meio Ambiente de Rosana.

Considerando que o peso específico do resíduo sólido urbano é 0,7 t/m³, tem-se que o volume de resíduos orgânicos gerados é 6,61 /dia.

4.2 Projeto do sistema de biodigestão anaeróbica

Inicialmente estimou-se o volume do biodigestor considerando a carga de 13,22 m³/dia e que o material orgânico foi misturado com água na proporção 1:1, e um tempo de retenção hidráulico de 35 dias. A partir da Equação o volume obtido foi 462,7 V_t =

462,7 m^3. O valor estimado do volume do biodigestor servirá de base para comparar o cálculo do dimensionamento do biodigestor. A partir das equações apresentadas no Quadro 1, foi possível determinar as dimensões do biodigestor de modo a obter um volume do biodigestor próximo ao valor estimado.

A Tabela 3 apresenta os parâmetros iniciais necessários para a determinação do volume do biodigestor, considerando que o biodigestor será alimentado diariamente, ou seja, alimentação contínua, conforme a coleta dos RSU.

Proporção Fase líquida/ gasosa (p)	**Raio da campana (r)**	**Comprimento do biodigestor (L)**
30%	2,5 m	25 m

Tabela 3 - Parâmetros iniciais para o dimensionamento do biodigestor

Fonte: própria autora.

O valor da proporção da fase gasosa adotado foi p=30% para a evitar que a campana encoste nos resíduos contidos na fossa, o valor do raio da campana r=2,5m foi escolhido de modo que não ultrapasse a altura da fossa e o comprimento L=25 m a fim de atender as especificações do biodigestor.

De posse dos dados iniciais e a partir do equacionamento apresentado no Quadro 1 foi possível determinar o volume do biodigestor através da metodologia de Ribeiro (2004). Os valores obtidos para as dimensões do biodigestor são apresentados na Tabela 4 e verifica-se que o volume do biodigestor proposto é próximo ao valor estimado do volume.

Variáveis	**Valores**
Perímetro total transversal (P)	15,70796327
Porcentagem do perímetro transversal destinado ao arco ($A_{\%}$)	0,39529
Lateral, base ou largura da menor fossa (b)	3,166254156
Largura maior da fossa (a)	5,122999224
Profundidade da fossa (h)	3,011107702
Área transversal da fossa (A_f)	12,47991735
Área total transversal (A_t)	17,82845336
Área transversal da campana (A_g)	5,348536007
Volume total do biodigestor (V_t)	445,7113339
Volume total da fossa (V_f)	311,9979337
Volume total do gás (V_g)	133,7134002

Tabela 4 - Dimensionamento do biodigestor

Fonte: própria autora, baseado em Ribeiro, 2004.

Após o dimensionamento do biodigestor proposto, foi realizada a estimativa da vazão de metano gerado, a fim de verificarmos o potencial de geração de energia. Para tanto, assumiu-se que o *FCM* para o caso de aterro é 1 de acordo com IPCC (1996). Considerou-se que a fração em volume de CH_4 no biogás de aterro (*F*) é igual a 50%, valor este geralmente aceito conforme IPCC (2006). De acordo com IPCC (2006) o valor padrão para a recuperação de metano (*R*), bem como o fator de oxidação (*OX*) são zero.

Para o cálculo do COD_f assume-se que esta temperatura permanece constante por volta dos 35 ºC IPCC (1996), de modo que COD_f=0,77. Para o cálculo do *COD*, uma vez que os dados disponíveis não estavam discriminados da mesma forma que o modelo do IPCC (1996), foi feita uma adaptação a fim de considerar apenas o percentual de resíduos alimentícios orgânicos C, na composição dos RSU, de modo que *COD*=0,0771.

Conhecidos todos os parâmetros e a de quantidade de resíduos sólidos recebidos no aterro (t/ano), tem-se o de metano gerado será Q_{CH4}=65,97*ton*/ano. Considerando a densidade do metano igual a 0,0007168 t/m^3, tem-se que a quantidade de metano gerado será de 91.955,13 m^3/ano, de modo que a vazão média diária de biogás gerado é de 255,43 m^3/dia.

Para determinar a energia elétrica disponível é necessário encontrar o Poder calorífico inferior disponível do metano. Considerou-se o poder calorífico inferior do CH_4 igual a 3.281,92 kcal/kg para uma concentração de 50% de CH_4 no biogás, e o peso específico igual a 1,3372 kg/m^3. Desse modo, PCI_D=5,11 *kW/m* .

Com relação à eficiência elétrica de conversão, considerou-se η=0,34 de acordo com Coldebella, 2008. Conhecidos o Poder calorífico inferior disponível, a vazão média diária de biogás gerado e a eficiência elétrica de conversão tem-se que a energia gerada a partir da utilização do biogás produzido será P_x=443,6-*kW/dia*.

De posse do dado de vazão 255,43 m^3/dia, equivalente à 10,64 m^3/h, o modelo encontrado é o JET184E da marca JET POWER Generation, cujas especificações são apresentadas na Tabela 5.

Modelo	Potência (kW)	Consumo (m^3/h)	Tensão (V)
JET184G	12-500	12	110/220

Tabela 5 - Especificações Motogerador

Fonte: própria autora.

4.3 Análise de viabilidade econômica do sistema de biodigestão anaeróbica

4.3.1 Custos, Despesas e Investimentos do Sistema de Biodigestão Anaeróbica

A partir do dimensionamento do biodigestor foi possível determinar quais

equipamentos e materiais seriam necessários para a implantação e o funcionamento do sistema de biodigestão. Foi realizada uma pesquisa de mercado para especificar o preço de todos os materiais e equipamentos. Os materiais e equipamentos foram separados de acordo com a sua utilização, tipo em são custos variáveis ou fixos. A Tabela 6 apresenta os equipamentos necessários para operação do sistema de biodigestão e o valor referente à cada um deles bem como o custo total e a Tabela 7 apresenta os equipamentos necessários para a construção do biodigestor e os seus respectivos valores.

Na Tabela 8 são apresentados os equipamentos necessários para o funcionamento do sistema de biodigestão

Tipo	Quantidade	Valor Unitário (R$)	Valor Total (R$)
Balança Digital Plataforma 300 kg	1	570, 00	570, 00
Peneira Manual	1	12, 00	12, 00
Picador Rotativo	1	13.850, 00	13.850, 00
Carrinho Caçamba (60 L)	1	124,70	124,70
Subtotal	-	-	14.556,7

Tabela 6 – Custo dos materiais necessários para operação da unidade

Fonte: própria autora.

Tipo	Quantidade	Valor Unitário (R$)	Valor Total (R$)
Manta PVC Flexível 1 mm	12,48 m²	79, 95 por m²	997, 776
Tubulação PVC 150 mm	6 m	137, 39 por m²	137, 39
Tubulação PVC 40 mm	10 m	27, 72 por m	55,44
Caixa de Alvenaria	1	851, 18	851, 18
Subtotal			2041, 789

Tabela 7 - Equipamentos necessários para a construção do biodigestor

Fonte: própria autora.

Tipo	Quantidade	Valor Unitário (R$)	Valor Total (R$)
Trator minicarregadeira	1	75.000,00	75.000,00
Motogerador	1	24.607,80	24.607,80
Termostato	1	169, 62	169, 62
Subtotal	-	-	99.777,42

Tabela 8 - Equipamentos - Sistema de biodigestão

Fonte: própria autora.

Para a construção do biodigestor se faz necessária a escavação da fossa e adequações no local. Os custos referentes à construção e adequações são apresentados na Tabela 9. Os custos com a escavação foram orçados a partir da tabela de valores de Pernambuco (2020), que considera a profundidade da fossa e o tipo de terra a ser

escavada. O levantamento dos custos para a instalação da rede hidráulica, bem como da instalação elétrica foi feito de acordo com o Site Habitissimo (2020).

Tipo	Quantidade	Valor Unitário (R$)	Valor Total (R$)
Escavação	1 diária	1.000, 00	1.000, 00
Mão de Obra	1 diária	1.000, 00	1.000, 00
Rede Hidráulica	25 m²	37, 00	925, 00
Rede elétrica	200 m²	50, 00	10.000
Subtotal	-	-	12.925, 00

Tabela 9 - Custos com construção e adequações

Fonte: própria autora., baseado em SÃO PAULO, 2020.

Para este empreendimento são necessárias licenças ambientais, sendo elas a licença prévia (LP), de instalação (LI) e de operação (LO), que são fornecidas pelo órgão regulador. Os custos referentes à tais licenças ambientais foram estimadas a partir de uma simulação realizada no site da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2020) e são apresentados na Tabela 10.

Tipo	Quantidade	Valor Total (R$)
Licença Ambiental (LP, LI, LO)	1	11.900,00
Subtotal	-	11.900, 00

Tabela 10 - Custo estimado das licenças ambientais

Fonte: própria autora.

A fim de determinar os custos variáveis para o sistema de biodigestão proposto, se faz necessária a determinação dos custos com energia elétrica, equipamentos de proteção individual, embalagens e manutenção dos equipamentos. Para determinar os gastos com energia elétrica, inicialmente foi feito o levantamento do consumo de energia dos equipamentos do sistema de biodigestão. Considerou-se que os equipamentos do sistema de biodigestão serão utilizados de segunda a sexta, sendo os períodos de funcionamento: luminárias 2 h/dia e o picador 8 h/dia. Os custos referentes às luminárias dizem respeito à iluminação do barracão, uma vez que o mesmo será utilizado para guardar equipamentos. De posse dos dados de consumo dos equipamentos, foi determinado o custo com a energia a partir de uma simulação online fornecida pela empresa responsável pela distribuição da energia ELEKTRO considerando a média das três bandeiras tarifárias.

A Tabela 11 apresenta o consumo de energia elétrica para os equipamentos do sistema de biodigestão e a Tabela 12 apresenta os custos referentes ao consumo de energia elétrica, sendo considerada a média dos valores das três tarifas.

Equipamento	Potência (kW)	Horas do dia	Dias	Consumo (kWh)
Picador	11,1855	8	18	1.610,712
Luminárias x 29	5,8	2	26	31,6
Subtotal	-	-	-	1.642,312

Tabela 11 - Consumo de energia dos equipamentos

Fonte: própria autora.

O consumo do empreendimento enquadra-se no grupo B1, além disso, considerou-se que o projeto se enquadra na classificação de indústria e tarifa comum.

Tarifa	Valor (R$)
1	1.985, 18
2	2.006, 69
3	2.092, 78
Média Mensal	2.028, 22
Média Anual	24.338, 60

Tabela 12 - Custos com o consumo de energia

Fonte: própria autora.

Os custos com equipamentos de proteção individual (EPI’s) foram encontrados em sites especializados em vendas desses materiais e os valores obtidos estão dispostos na Tabela 13.

Tipo	Quantidade	Valor unitário (R$)	Valor anual (R$)
Uniforme (3 trocas no ano)	6	69, 90	419, 40
Protetor auricular	1	57, 00	57, 00
Bota	3	30, 75	191,16
Botina de couro	6	47, 90	287,40
Luva	1	34, 90	34, 90
Óculos de proteção	6	3, 71	22,26
Máscara facial	1	601, 35	601, 35
Avental	9	6, 27	56, 43
Subtotal	-	-	1.669, 90

Tabela 13 - Custos com EPI’s para o sistema de biodigestão

Fonte: própria autora.

O custo com as embalagens para armazenar o biofertilizante foi feito com base em

sites especializados. Para o levantamento dos custos com manutenção e a operação dos equipamentos, considerou-se uma taxa de 10% ao ano do valor total dos equipamentos. A Tabela 14 apresenta os valores dos custos variáveis que incluem: gastos com consumo de energia elétrica, embalagens, manutenção de equipamentos e reposição de EPIs.

Tipo	Valor mês (R$)	Valor Anual (R$)
Energia Elétrica	2.028, 22	24.338, 60
Galão 50 L (6000 unidades)	-	39.360,00
EPI's	1.669, 90	1.669, 90
Manutenção dos Equipamentos	-	2.460,78
Subtotal	-	67.828,38

Tabela 14 - Custos variáveis (despesas) para o sistema de biodigestão

Fonte: própria autora.

Considerou-se que para operacionalização do sistema serão necessários 3 funcionários, sendo eles 1 ajudante geral, 1 operador de trator e 1 encarregado. A Tabela 15 apresenta os valores dos custos fixos que incluem as despesas relacionadas com o pagamento de salários e encargos trabalhistas para os colaboradores.

Função	Nº de funcionários	Salário mensal (R$)	Salário anual (R$)
Ajudante Geral	1	1.119,00	13.428,00
Encarregado	1	2.739,00	32.868,00
Operador de trator	1	1.851,00	22.217,00
Subtotal	-	-	68.513,00

Tabela 15 - Custos fixos com funcionários para o sistema de biodigestão

Fonte: própria autora.

4.3.2 Receitas e tributos do Sistema de Biodigestão Anaeróbica

A receita gerada no projeto será proveniente da venda da energia elétrica e da venda do biofertilizante. O valor da receita será estimado para um período de 10 anos.

Considerou-se que 80% de todo o material orgânico será transformado em biofertilizante, onde serão produzidas 1.333,44 toneladas por ano de fertilizante. O valor de venda do biofertilizante foi obtido a partir de sites especializados, sendo o valor médio de R$ 60 por tonelada. A receita gerada pela venda do biofertlizante por ano e para um período de 10 anos é apresentada na Tabela 16.

Ano	Valor (R$/t)	% de venda	Biofertilizante ano (t)	Receita de venda anual (R$)
Ano 1	60	80	1.333,44	80.006,40
Ano 1-10	-	-	13.334,40	800.064,00

Tabela 16 - Receita gerada a partir da venda do biofertilziante

Fonte: própria autora.

Sabendo que a energia gerada será 443,60 *kWh* pode-se determinar a quantidade de energia gerada ao longo do ano, bem como a receita de venda anual. Considerou-se que 100% da energia produzida será comercializada e o valor de venda considerado será o valor da tarifa emitida pela concessionária, sendo equivalente a R$ 0,67/kWh. A receita gerada pela venda da energia por ano e para um período de 10 anos é apresentada na Tabela 17.

Ano	Volume (m³)	Energia gerada (kWh)	Valor (R$/ kWh)	% de venda	Receita de venda (R$)
1	91.955,13	159.694,80	0,67	100	R$ 106.995,50
1-10	919.551,3	1.596.948	0,67	100	R$ 1.069.955,0

Tabela 17 - Receita gerada a partir da venda de energia

Fonte: própria autora.

Com relação aos tributos relacionados a receita gerada, considerou-se que o sistema de biodigestão enquadra-se no Simples Nacional, que abrange Microempresas e Empresas de Pequeno Porte. Os tributos considerados segundo a Lei Complementar n° 123/2006, são: IRPJ, CSLL, PIS/Pasep, COFINS, IPI, ICMS, ISS e CPP. Portanto, a alíquota atribuída a esse empreendimento pode ser de até 11,2% uma vez que a receita não ultrapassa o valor o limite de R$ 720.000,01 até 1.800.000,00, e o valor a ser deduzido é de R$ 22.500,00. Uma vez que o faturamento do empreendimento não ultrapassa o valor de R$ 4,8 milhões não será cobrado o valor de ICMS.

4.3.3 Depreciação do Sistema de Biodigestão Anaeróbica

A determinação da depreciação dos equipamentos e estruturas baseou-se na Instrução Normativa SRF n° 162/1998, em função do tempo de durabilidade de cada item. A fim de determinar tais despesas, divide-se o custo unitário de cada bem pelo seu tempo de vida útil. Considerou-se a minicarregadeira e o gerador, sendo que os dois equipamentos, tem uma vida útil de 10 anos e a taxa de depreciação é de 10%. A lona de PVC foi inclusa neste valor, pois a mesma tem uma durabilidade de 5 anos, e os cálculos serão realizados para um período de 10 anos. A Tabela 18 apresenta as despesas com depreciação dos equipamentos para o período de 10 anos.

Item	Previsão de durabilidade (anos)	Taxa de depreciação (%)	Depreciação Mensal (R$)
Equipamentos	10	10	9.960,78
Manta de PVC	5	10	199,55
Subtotal			10.160,33

Tabela 18 - Depreciação e equipamentos para o sistema de biodigestão

Fonte: elaborada pela autora, baseado na Instrução Normativa SRF n° 162/1998.

4.3.4 Análise Econômica do Sistema de Biodigestão Anaeróbica

No presente trabalho considerou-que que o tempo de vida útil do sistema de biodigestão é de 10 anos e para a montagem do fluxo de caixa foram estipuladas e reunidas todas as receitas e despesas para a implantação e operação do sistema proposto. Considerando o cálculo do Simples Nacional, a alíquota de tributação para empreendimentos de biodigestão é determinada com base no faturamento da empresa. As receitas utilizadas para esse cálculo foram a venda de energia elétrica e a venda do biofertilizante. A fim de determinar o valor da alíquota, as receitas de todos os anos foram inseridas em Contábeis (2020), sendo possível determinar o total descontado e a receita bruta, cujo valor encontrado para tabela Selic 2019 considerando os meses de janeiro a dezembro de 2019 foi de 5,76%. Os resultados são apresentados na Tabela 19.

Descrição	Receita Ano (1-10)
Alíquota	4,62%
Venda do biofertilizante	R$ 80.006,4
Venda da energia elétrica	R$106.995,50
Total Receita Bruta	R$ 3.635,98
Total Descontado	R$ 178.362,41

Tabela 19 - Alíquota para o sistema de biodigestão – Simples Nacional

Fonte: própria autora, baseado em Contábeis, 2020.

Com relação às alíquotas do imposto de renda (IR) vigentes, tem-se 15% sobre o lucro apurado, com adicional de 10% sobre a parcela do lucro que exceder R$ 20.000,00 / mês (BRASIL, 2020).

Após a determinação do lucro real verificou-se que para todos os anos o lucro obtido está acima do valor de teto, de modo que o valor do IR será de 25%. Para a determinação do fluxo financeiro considera-se a receita bruta, que é a receita de venda da energia elétrica e do biofertilizante para cada ano e deduz-se o valor do imposto de modo a se obter a receita líquida. Ao valor da receita líquida subtraem-se os custos fixos, variáveis e de depreciação de modo a se obter o lucro líquido do sistema proposto. A Tabela 20 apresenta de maneira resumida o fluxo de caixa para o sistema de biodigestão proposto.

Ano	0	1	...	10
(+) Receita	-	80%		80%
(+) Venda Biofertilizante	-	R$ 80.006,4		R$ 80.006,4
(+) Venda energia elétrica	-	R$ 106.995,50		R$ 106.995,50
(-) Imposto	-	R$ 8.639,49		R$ 8.639,49
(=) Receita Bruta	-	R$ 178.362,41		R$ 178.362,41
(-) Custos Fixos	-	R$ 68.513,00		R$ 68.513,00
(-) Custos Variáveis	-	R$ 67.828,38		R$ 67.828,38
Lucro Líq. Antes do IR	-	R$ 42.021,03		R$ 42.021,03
(-) Depreciação	-	R$ 9.960,78		R$ 9.960,78
Lucro Líq. Após IR	-	R$ 27.251,21		R$ 27.251,21
(-) Investimento	-R$ 145.255.32	-		-
(=) Fluxo de Caixa	-	R$ 34.005,97		R$ 34.005,97

Tabela 20 - Fluxo de Caixa Compactado para o sistema de biodigestão

Fonte: própria autora.

De posse dos dados de investimento inicial, lucros líquidos antes e depois do imposto de renda e o fluxo de caixa é possível se determinar os indicadores econômicos, Taxa Interna de Retorno (TIR), Valor Presente Líquido (VPL) e o *PayBack*. A Tabela 21 apresenta os resultados da avaliação econômica realizada a partir da análise do fluxo de caixa considerando a Taxa Mínima de Atratividade (TMA) de 5,76%.

Variáveis	Valores
TMA	5,76%
VPL	R$ 102.893,29
TIR	18%
Payback	4,42 anos

Tabela 21 - Valores de VPL, TIR e *Payback*

Fonte: elaborado pela autora.

Comparando a Taxa Interna de Retorno (TIR) com a Taxa Mínima de Atratividade (TMA), verifica-se que a TIR igual a 18% é superior a TMA de 5,76%, o indica que o projeto é viável. O Valor Líquido Presente obtido para o sistema proposto foi de R$ 102.893,29, mostrando que o projeto é economicamente rentável e exequível, demonstrando que o investimento é atrativo. O Tempo de Retorno de Investimento ou *Payback* obtido foi positivo, demonstrando que para o investimento do projeto será possível obter retorno em aproximadamente 4,42 anos. Embora seja gerada uma baixa quantidade de resíduo sólido orgânico no município de Rosana, a implantação de um sistema de biodigestão se mostra uma opção viável do ponto de vista econômico.

5 I CONCLUSÃO

Considerando a quantidade de resíduos sólidos orgânicos gerados no município serão produzidos anualmente 91.955,13 m³ de metano (CH_4), o que corresponde a uma vazão de 10,64 m³/h. Verificou-se que para esta vazão de biogás a energia gerada será de aproximadamente 443,60 kWh. Considerando que toda a energia elétrica obtida a partir da utilização do biogás será comercializada, a receita gerada pela venda da energia será de R$ 106.995,50/ano. Considerando que 80% do resíduo gerado no processo de biodigestão será efetivamente transformado em biofertilizante, tem-se que a receita gerada a partir de sua venda será de R$ 80.006,40/ano. A partir da análise econômica, verificou-se que a Taxa Interna de Retorno (TIR) foi 18%, valor este superior a Taxa Mínima de Atratividade (TMA) de 5,76%, indicando que o projeto proposto é viável. O Valor Líquido Presente (VPL) obtido foi de R$ 102.893,29, sendo este valor atrativo para a implantação do projeto. O valor *Payback* obtido para o projeto é de 4,42 anos, valor este considerado razoável para um empreendimento. Desse modo, conclui-se que o sistema de biodigestão proposto é um projeto viável, exequível e economicamente atrativo para o município.

Uma vez que no levantamento dos resíduos não foram considerado os resíduos de poda e carpina espera-se que a fração orgânica existente no município seja superior à 4,63 t/dia, de modo que ao incorporar tais resíduos a receita gerada pela venda da energia e do biofertlizante obtidos do processo de biodigestão seria aumentada.

A partir dos resultados obtidos no presente estudo verifica-se que a implementação do sistema de biodigestão no município de Rosana é viavél, permitindo a geração de receitas para o município a partir comercialização de energia, biofertilizante, bem como a geração de emprego para os munícipes.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. Edição Especial 10 anos**, [S.l.], 2012. 114 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, Ago. de 2012.

BRASIL. SISTEMA NORMAS - GESTÃO DA INFORMAÇÃO, Receita Federal. INSTRUÇÃO NORMATIVA SRF Nº 162, DE 31 DE DEZEMBRO DE 1998: Anexo I - Bens relacionados na Nomenclatura Comum do MERCOSUL - NCM. Brasil, 31 dez. 1998. Disponível em: <http://www.normaslegais.com.br/legislacao/anexo1-in-srf-162-1998.htm>. Acesso em: 29 jun. 2020.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** v.5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

COLDEBELLA, ANDERSON; SOUZA, SAMUEL N. M.; FERRI, PRISCILA; KOLLING, EVANDRO M. Viabilidade da geração de energia elétrica através de um motor gerador utilizando biogás da suinocultura. Informe Gepec, v. 12, n. 2, Jul/Dez. 2008.

CONTÁBEIS. **Simples Nacional (Supersimples) - CNAES e Anexos**. Simples Nacional. 2020. Disponível em: https://www.contabeis.com.br/ferramentas/simples-nacional/3839401/. Acesso em: 10 ago. 2020.

GOUVEIA, N. **Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social**. Ciência & Saúde Coletiva, [s.l.], v. 17, n. 6, p. 1503-1510, jun. 2012. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-81232012000600014.

HABITISSIMO. **Instalação hidráulica: Preços e Orçamento On-line**. Disponível em: https://www.habitissimo.com.br/orcamentos/fazer-instalacao-hidraulica-completa#1. Acesso em: 2 jun. 2020.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Plano de Resíduos Sólidos do Estado São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Coordenadoria de Planejamento Ambiental, CETESB. 1ª ed. – São Paulo: SMA, 2014. 350p.

IBGE - Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. População estimada de 2010. Disponível em: < http://www.cidades.ibge.gov.br >. Acesso: 03 mai. 2020.

IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

PERNAMBUCO. Compensa. Secretaria de Infraestrutura e Recursos Hídricos. **Portal Engenharia**. 2020. Disponível em: https://servicos.compesa.com.br/engenharia/#. Acesso em: 10 ago. 2020.

PIRES, A. **Potencial do Biogás no País é Enorme.** 2019. Disponível em: <http://www.ceisebr.com/conteudo/potencial-do-biogas-no-pais-e-enorme.html>. Acesso em: 20 jan. 2020.

RIBEIRO, D. Biodigestor: Maximización del volumen. Universidade EARTH, Guácimo. 2004. 13 p. Trabalho de aluno.

ROSANA. Prefeitura Municipal de Rosana. Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Rosana, 2015. 286 p.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Epigraf, Paraíba,1994.

YEO, K. T., & QIU, F., The value of management flexibility a real option approach to investment evaluation. International Journal of Project Management, 21(4), 243–250, 2003.

CAPÍTULO 16

RELAÇÃO ENTRE INDICADORES DE SANEAMENTO E ÍNDICE DE DESENVOLVIMENTO HUMANO (IDH) NO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO, BRASIL

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 08/10/2021

Rafaela Ferrareis Loubato
Centro Universitário do Espírito Santo (UNESC)
Colatina, ES
http://lattes.cnpq.br/3456725938318060

Gemael Barbosa Lima
Faculdade da Região Serrana (FARESE)
https://orcid.org/0000-0003-3675-4720

Claudinei Antônio Montebeller
Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER)
Linhares, ES
http://lattes.cnpq.br/2547132665413519

Wanderson de Paula Pinto
Faculdade da Região Serrana
Santa Maria de Jetibá, ES
https://orcid.org/0000-0001-5267-227X

RESUMO. O presente estudo tem por objetivo avaliar a correlação existente entre os índices de saneamento e índice de desenvolvimento humano no estado do Espírito Santo, Brasil, a fim de verificar os possíveis impactos do setor no desenvolvimento local. Para isso, foram coletados dados referente ao ano de 2010 de todos municípios que compõem as regiões analisadas, com ênfase em alguns serviços, como: abastecimento e perdas de água e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), no qual foram demonstrados através de diagramas de dispersão. Os resultados apontam que na grande maioria das regiões houve moderada correlação quanto ao abastecimento urbano e total de água, com tendência de queda à medida em que se reduz o número de habitantes. Por outro lado, com exceção da região da Grande Vitória, notou-se que em relação as perdas nos sistemas de abastecimento não foram observadas correlações, o que significa que pode haver outras variáveis mais significativas. Com isso, concluiu-se que os resultados desse artigo podem contribuir com ações voltadas para uma maior eficácia das políticas públicas direcionadas ao setor de saneamento, proporcionando de maneira geral, melhor qualidade de vida à população.
PALAVRAS-CHAVE: IDH; Água; Abastecimento; Perdas, Índice.

RELATIONSHIP BETWEEN SANITATION INDICATORS AND HUMAN DEVELOPMENT INDEX (HDI) IN THE STATE OF ESPÍRITO SANTO, BRASIL

ABSTRACT. The present study aims to assess a correlation between the sanitation indexes and the human development index in the state of Espírito Santo, Brasil, in order to verify the possible sector impacts on local development. For this, data were collected for the year 2010 from all municipalities that make up the analyzed regions, with an emphasis on some services, such: as water supply and losses and Municipality Human Develpment Index (MHDI), in which they were demonstrated through dispersion diagrams. The results show that in the vast majority of regions

there was a moderate correlation to urban and total water supply, with a downward trend as the number of inhabitants reduced. On the other hand, with the exception of the Greater Vitória region, it was noted that in relation to losses in the supply systems, no correlations were observed, which means that there may be other main variables. Thus, it is thought that the results of this article can contribute to actions aimed at greater effectiveness of public policies aimed at the sanitation sector, providing, in general, the best quality of life to the population.
KEYWORDS: HDI; Water; Supply; Losses; Index.

1 | INTRODUÇÃO

Dentre os setores de infraestrutura, o saneamento se destaca pela essencialidade atribuída aos serviços necessários para a garantia do bem-estar da população. A Fundação Nacional da Saúde (2004), caracteriza como sendo um conjunto de ações sociais e econômicas implantadas que servem como instrumento de promoção a qualidade de vida da população, o que traz benefícios em diferentes setores, como: saúde, preservação ambiental, além do desenvolvimento de atividades econômicas (FGV, 2018).

Segundo Fiocruz (2018) no Brasil, a década de 70 e 80 experimentou significativo crescimento nos serviços de abastecimento de água, aumentando a taxa de 40% para 80%, respectivamente. Isso ocorreu, devido sobretudo ao intenso processo de urbanização e aos investimentos proporcionados pelo Plano Nacional de Saneamento (Planasa). Entretanto, a partir desse período, devido principalmente as limitações de financiamento, essa taxa manteve-se com baixo crescimento.

Fiocruz (2018) ainda comenta que o investimento em regiões economicamente mais prósperas, ou seja, com maior interesse econômico, resultaram em exclusão sanitária de parte importante da população, gerando desigualdades que persistem ainda hoje.

Portanto, a necessidade de adotar medidas direcionadas a garantir o desenvolvimento econômico da região, assim como a redução das desigualdades causadas pela ausência de saneamento, tem conduzido a pesquisas direcionadas ao tema. Uma dessas pesquisas, é a de Heller (1998) onde afirma que, em geral, países que possuem elevado grau de desenvolvimento, apresentam maiores coberturas dos serviços de saneamento, o que conduz a populações mais saudáveis. Dessa forma, fica evidente a relação entre saneamento e desenvolvimento.

Para Barbieri (2013) o crescimento populacional e industrial de uma região não significa desenvolvimento humano da mesma, já que nos países em industrialização, a ampliação do saneamento vem acompanhada de desigualdades ao acesso dos itens necessários a uma vida digna, tais como a promoção a educação, alimentação e saúde. Isso ocorre, especialmente, pela ausência de planejamento do local.

Neste contexto, o presente estudo objetivou avaliar a correlação existente entre o índice de desenvolvimento humano e os indicadores de saneamento, com ênfase nos

índices de abastecimento e perdas de água, em todos os municípios do estado do Espírito Santo.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estado do Espírito Santo está situado em região estratégica no litoral da região Sudeste do Brasil, próximo a grandes centros de produção e consumo do país. Localizado entre os paralelos 17°53’29” N e 21°18›03» S e os meridianos 39°41”18” e 41°52’45” W, limita-se com os estados da Bahia, Minas Gerais, Rio de Janeiro, além de divisa com o Oceano Atlântico (IJSN, 2011).

Conforme dados divulgados do último censo do IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística do ano de 2019, o estado possui uma área aproximada de 46.074,447 km², abrigando uma população residente de 4.018,650 milhões de habitantes distribuídos entre os 78 municípios, o que perfaz uma densidade demográfica média estadual de 76,25 habitantes por km².

Diante das diferentes regionalizações adotadas para o estado do Espírito Santo, no presente estudo optou-se por realizar as avaliações de acordo com a seguinte divisão: Todo Território do Estado (ES), Região Grande Vitória (RGV), Nordeste (NE), Noroeste (NO), Norte (N), Serrana (Serra.), e região Sul (S), conforme demonstrado na Figura 1.
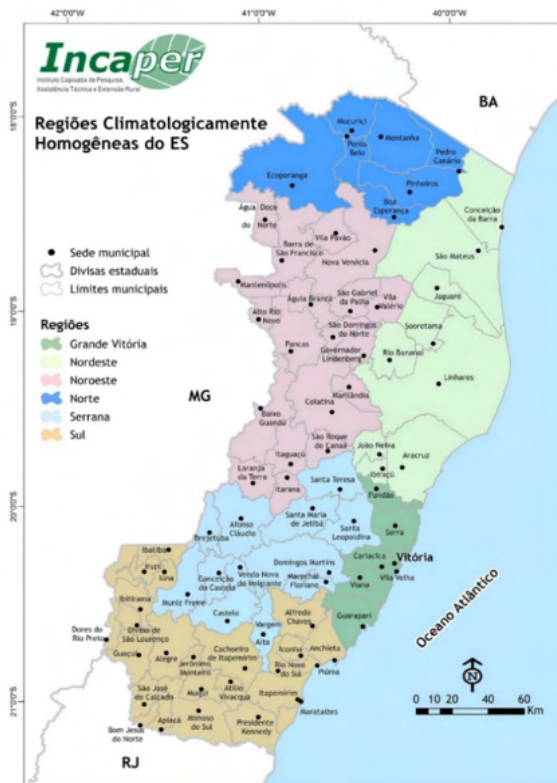
Figura 1: Divisão regional do estado do Espírito Santo

2.2 Dados

Todos os dados utilizados neste estudo referem-se ao ano de 2010, período da última pesquisa censitária do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), onde foram obtidos os Índices de Desenvolvimento Humano (IDH) de todos os municípios do estado do Espírito Santo.

Os indicadores de saneamento básico investigados no presente trabalho restringiram-se aqueles relativos ao atendimento das populações por sistemas de abastecimento de água, sendo divididos entre urbana e total, a qual inclui também a população residente em zona rural, além do índice de perdas nos sistemas. Os dados foram obtidos junto ao Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS), visto que tal sistema reúne informações anualmente sobre a prestação de serviços de saneamento provenientes dos prestadores que operam no Brasil. O banco de dados possui levantamentos do período de 1996 a 2020, entretanto, visto o interesse do trabalho em avaliar as correlações entre os indicadores de saneamento com o indicador social, optou-se por utilizar o mesmo ano de referência (2010).

Para elaboração das análises utilizou-se de diagramas de dispersão, elaborados através de planilha eletrônica. Os diagramas são a distribuição de pontos em um sistema de coordenadas que indicam a correlação entre duas variáveis. Segundo Gujarati (2011) o nível da relação entre as duas variáveis pode ser estabelecido através do coeficiente de correlação (Cor.) ou coeficiente de correlação de Pearson, o qual é denotado por R. Ele mede em que grau e sentido (crescente/decrescente) verifica-se a relação entre duas grandezas, podendo assumir valores de -1 a 1. Portanto, quanto mais próximo de zero for o valor, menor será a indicação de que as variáveis estejam correlacionadas. Ainda segundo o autor, outro valor decorrente muito utilizado é o chamado coeficiente de determinação (R^2) que define o percentual da variação total dos dados da amostra em torno da sua média aritmética, ou seja, o quanto a variável dependente Y que é explicada pela variável explanatória X. Este coeficiente situa-se entre 0 e 1, sendo que quanto mais próximo do valor 1, melhor é a explicação do modelo.

O coeficiente de correlação foi classificado: Bem Fraca ($0,00 \leq R \leq 0,19$); fraca ($0,20 \leq R \leq 0,39$); moderada ($0,40 \leq R \leq 0,69$); forte ($0,70 \leq R \leq 0,89$) e muito forte ($0,90 \leq R \leq 1,00$).

3 I RESULTADOS

A Figura 2 demostra a relação entre Índice de Desenvolvimento Municipal (IDHM) e cobertura de sistema de abastecimento de água. Nota-se que os municípios que apresentam IDH mais elevado são os que possuem maior cobertura de atendimento.
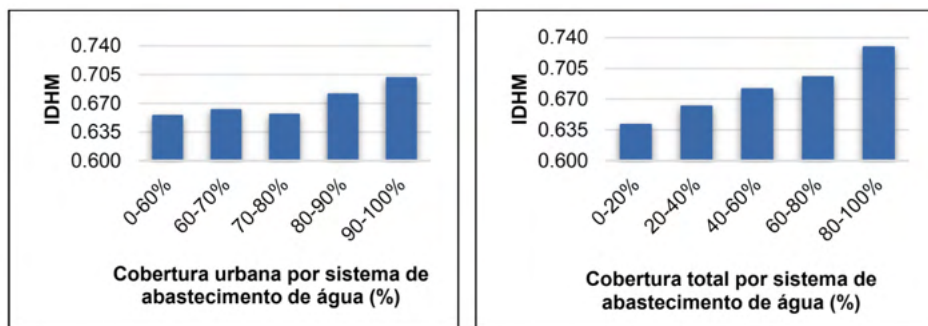
Figura 2: Índice de desenvolvimento humano em 78 municípios do estado do Espírito Santo, agrupados segundo os níveis de atendimento de água urbano e total

Outra análise dos mesmos dados apresentados pelas Figuras 3 e 4 mostram através de gráficos de dispersão as correlações calculadas entre os índices de abastecimento de água e o índice social – IDH de cada região considerada neste estudo. Em geral, nota-se que em todo o estado do Espírito Santo e na maioria das regiões, as variáveis apresentam relação positiva com tendência de aumento do índice de atendimento de água à medida que o IDH aumenta, além de uma relação classificada como moderada à forte entre as

variáveis analisadas, o que se comprova na Tabela 1.

Ainda de acordo com a tabela, há destaque para as regiões Nordeste e Noroeste, que predominam-se com os melhores coeficientes de correlação, diferentemente das regiões Serrana e Norte, que considerando respectivamente, o atendimento urbano e total de água, enquadram-se com uma fraca relação entre as variáveis. Ao se avaliar as informações demonstradas na Figura 5, constatou-se ainda que a correlação tende a diminuir à medida em que se reduz o número de habitantes.
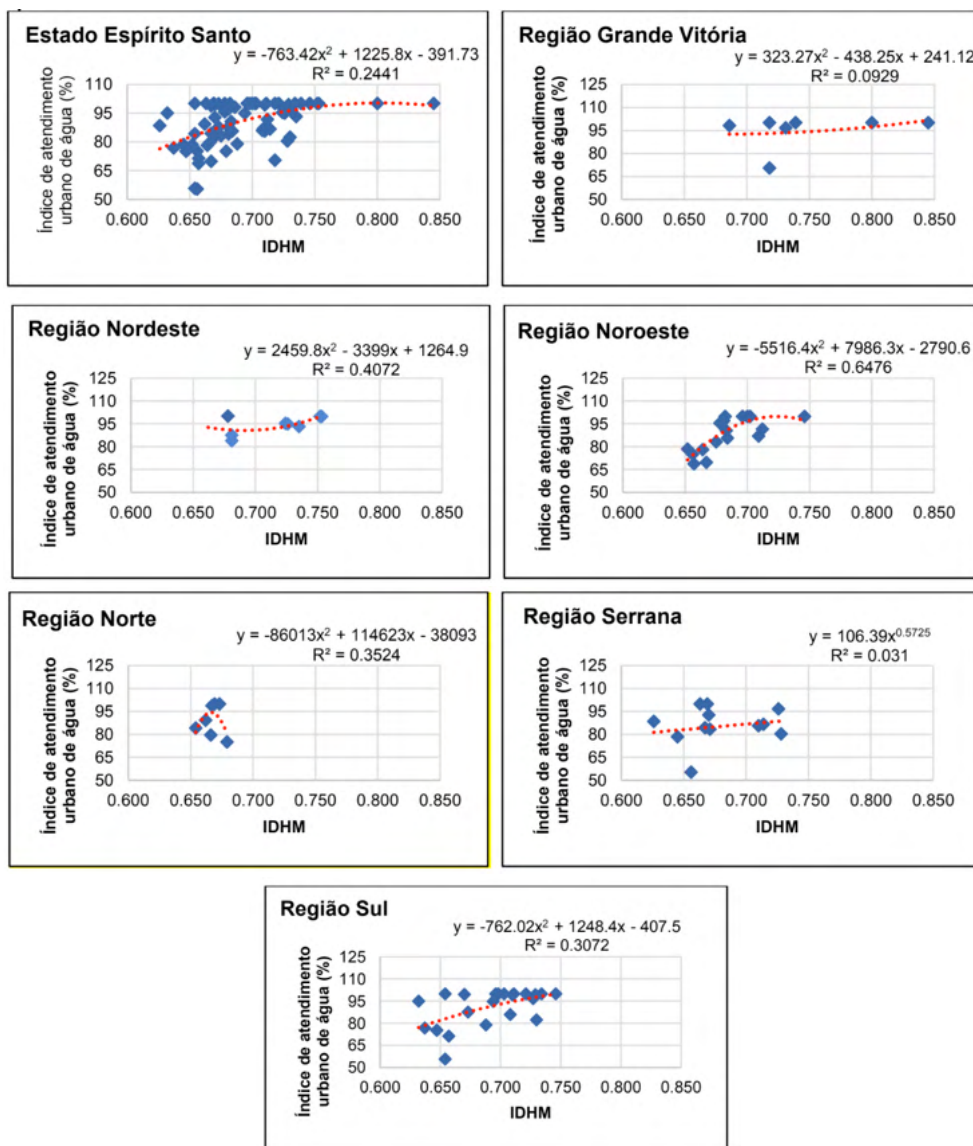
Figura 3: Correlação entre o índice de atendimento urbano de água e o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) nas regiões do estado do Espírito Santo
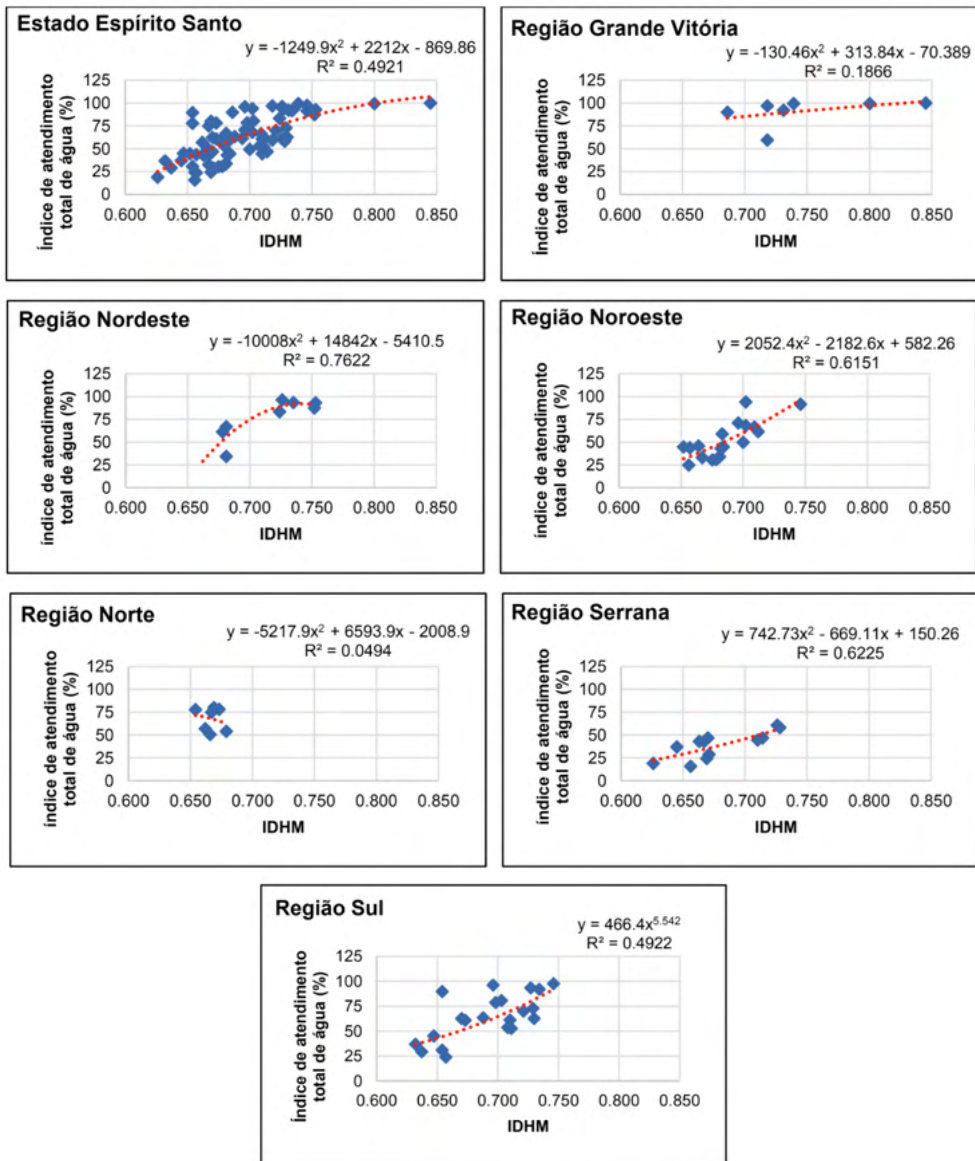
Figura 4: Correlação entre o índice de atendimento total de água e o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) nas regiões do estado do Espírito Santo

A Figura 6 mostra relação entre IDHM e as perdas de água. É possível observar que os percentuais de perdas crescem à medida que aumenta o índice de desenvolvimento humano até a faixa de 50%, acima deste valor percebe-se que há uma redução do IDH médio. O mesmo acontece à medida que aumenta o número de habitantes. Na Figura 7, observa-se que exceto a região da Grande Vitória, que possui uma correlação negativa e forte, todas as demais regiões, ao analisar o R^2, sugerem que a perda de água não tem

relação direta entre os índices analisados.

Funções:		Exponencial		Linear		Logarítmica		Polinomial (ordem 2)		Potência		Cor.
		R^2	R	R^2	R	R^2	R	R^2	R	R^2	R	
Abastecimento urbano	ES	0,2036	0,4512	0,2142	0,4628	0,2210	0,4701	0,2441	**0,4941**	0,2104	0,4587	M
	RGV	0,0833	0,2886	0,0879	0,2965	0,0864	0,2939	0,0929	**0,3048**	0,0819	0,2862	FR
	NE	0,3571	0,5976	0,3505	0,5920	0,3468	0,5889	0,4072	**0,6381**	0,3537	0,5947	M
	NO	0,5047	0,7104	0,5065	0,7117	0,5185	0,7201	0,6476	**0,8047**	0,5170	0,7190	F
	N	0,0026	0,0510	0,0003	0,0173	0,0002	0,0141	0,3524	**0,5936**	0,0022	0,0469	M
	Serra.	0,0308	0,1755	0,0252	0,1587	0,0256	0,1600	0,0284	0,1685	0,0310	**0,1761**	BF
	S	0,2924	0,5407	0,3035	0,5509	0,3046	0,5519	0,3072	**0,5543**	0,2934	0,5417	M
Abastecimento total	ES	0,4305	0,6561	0,4741	0,6885	0,4812	0,6937	0,4921	**0,7015**	0,4420	0,6648	F
	RGV	0,1578	0,3972	0,1861	0,4314	0,1863	0,4316	0,1866	**0,4320**	0,1575	0,3969	M
	NE	0,5958	0,7719	0,6905	0,8310	0,6959	0,8342	0,7622	**0,8730**	0,6003	0,7748	F
	NO	0,5709	0,7556	0,6092	0,7805	0,6060	0,7785	0,6151	**0,7843**	0,5700	0,7550	F
	N	0,0494	0,2223	0,0486	0,2205	0,0485	0,2202	0,0494	**0,2223**	0,0493	0,2220	FR
	Serra.	0,5361	0,7322	0,6281	**0,7925**	0,6182	0,7863	0,6225	0,7890	0,5376	0,7332	F
	S	0,4887	0,6991	0,4670	0,6834	0,4685	0,6845	0,4703	0,6858	0,4922	**0,7016**	F

Tabela 1: Coeficientes de determinação (R^2) e de correlação (R) avaliados a partir da correlação entre os índices de abastecimento de água e o IDHM

Nota: BF = bem fraca; FR = Fraca; M = moderada; F = forte; MF = muito forte.
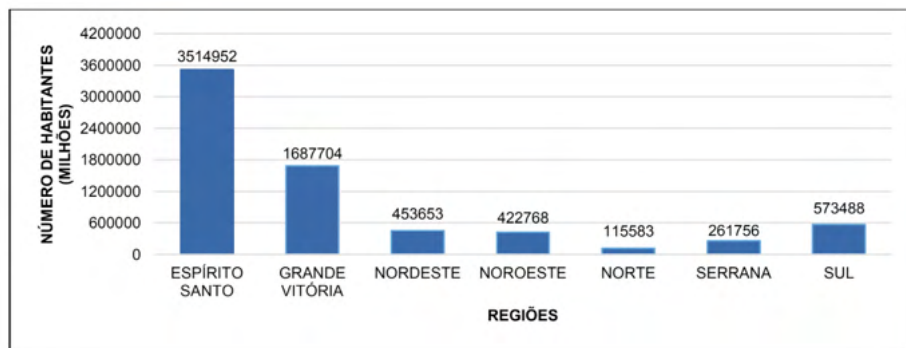
Figura 5: Número de habitantes divididos entre as regiões do estado do Espírito Santo
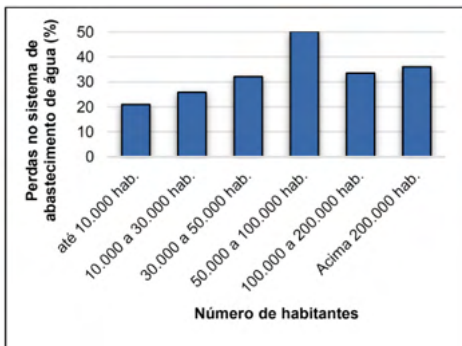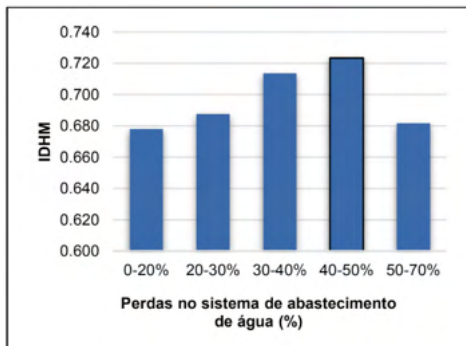
Figura 6: Índice de Desenvolvimento Humano Municipal em 78 municípios do estado do Espírito Santo, agrupados segundo os percentuais de perdas de água e relacionados quanto ao número de habitantes
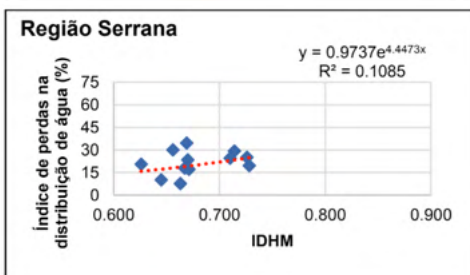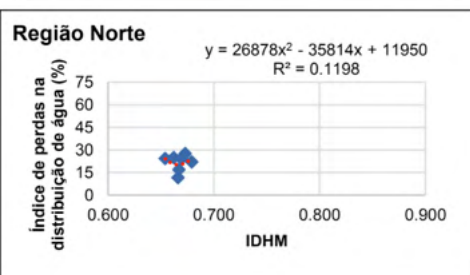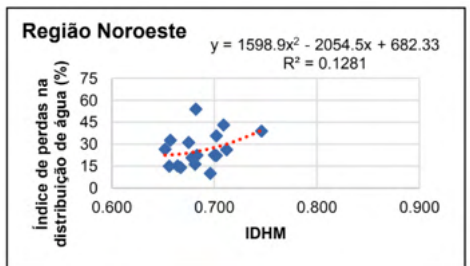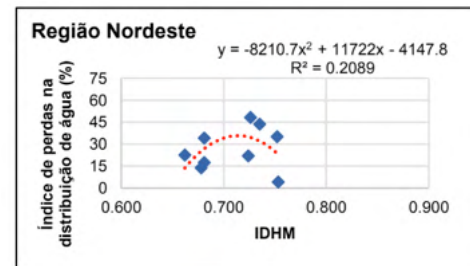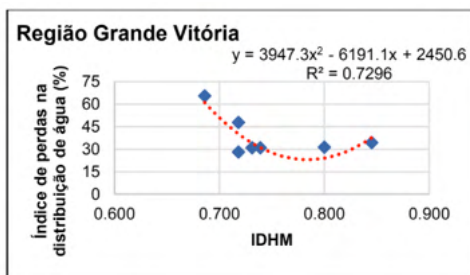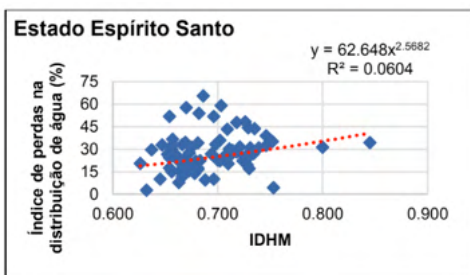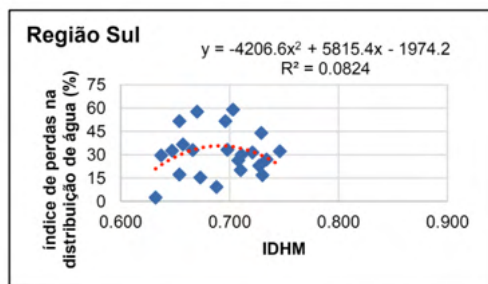
Figura 7: Índice de Desenvolvimento Humano Municipal em 78 municípios do estado do Espírito Santo, agrupados segundo os níveis de perdas de água nos sistemas de abastecimento

Funções:		Exponencial		Linear		Logarítmica		Polinomial (ordem 2)		Potência		Cor.
		R^2	R	R^2	R	R^2	R	R^2	R	R^2	R	
Perdas de água	**ES**	0,0572	0,2392	0,0459	0,2142	0,048	0,2191	0,0588	0,2425	0,0604	**0,2458**	FR
	RGV	0,2073	0,4553	0,2457	0,4957	0,2662	0,5159	0,7296	**0,8542**	0,2258	0,4752	F
	NE	0,0043	0,0656	0,0353	0,1879	0,0376	0,1939	0,2089	**0,4571**	0,0035	0,0592	M
	NO	0,1137	0,3372	0,0117	0,1082	0,1155	0,3399	0,1281	**0,3579**	0,1116	0,3341	FR
	N	0,0005	0,0224	0,0003	0,0173	0,0002	0,0141	0,1198	**0,3461**	0,0004	0,2000	FR
	Serra.	0,1085	**0,3294**	0,0844	0,2905	0,0853	0,2921	0,0909	0,3015	0,1084	0,3292	FR
	S	0,056	0,2366	0,004	0,0632	0,0048	0,0693	0,0824	**0,2871**	0,0593	0,2435	FR

Nota: BF = bem fraca; FR = Fraca; M = moderada; F = forte; MF = muito forte.

Tabela 2: Coeficientes de determinação (R^2) e de correlação (R) avaliados a partir da correlação o entre índice de perdas de água e o IDHM

4 | DISCUSSÃO

A partir dos resultados apresentados neste trabalho, é possível identificar uma moderada correlação entre os índices de abastecimento de água e o índice de desenvolvimento humano nas regiões avaliadas. O mesmo pode ser confrontado com o estudo realizado por Santos (2010) que encontrou o mesmo resultado entre o consumo de água per capita e IDH nos municípios brasileiros. Nota-se nesta pesquisa que a grande maioria das regiões analisadas também apresentaram baixos coeficientes de determinação - R^2, constatando que essa correlação tende a aumentar nos dados analisados com menor número de municípios.

Resultado similar foi encontrado no estudo realizado por Souza et al. (2016), no estado de Goiás, Brasil, o qual avaliou a relação entre saneamento, IDH e remanescente cobertura vegetal, onde verificou que houve uma forte correlação entre as áreas que possuem maior índice de saneamento com as regiões que tem maior índice de desenvolvimento humano.

Segundo Libânio, et al. (2005) essa relação pode ser explicada pelo fato de o cálculo do IDH levar em consideração, além de estatísticas de renda e de educação da população, a expectativa de vida ao nascer. O PNDU (2013) define expectativa de vida como o número

médio de anos que as pessoas viveriam a partir do nascimento, sintetizando o nível de mortalidade e os riscos de morte que podem atingir a população durante esse período. Além disso, esse índice ainda é um importante indicador de saúde, o qual retrata, em certo grau, as condições de saneamento, o que pode ser atestado com o estudo de Santos (2010), onde afirmou que as regiões com maior expectativa de vida e IDH apresentaram maiores índices de cobertura por rede de abastecimento de água, havendo portanto, considerável melhora nos indicadores de saúde em função de intervenções realizadas na cobertura de abastecimento de água, o que reflete no desenvolvimento da região.

Nota-se também, que houve tendência de elevação da cobertura de água à medida que aumenta o número de habitantes de cada região analisada, o que corrobora com os resultados encontrados por Saiani; Toneto (2010), fato este que foi observado em todas as regiões do Brasil. Por outro lado, como destacam os autores, a desigualdade de acesso a esses serviços também está associado à renda média dos habitantes, outra variável estatística utilizada para o cálculo do IDH.

Vale ressaltar que mesmo a carência nos setores de abastecimento de água afirmarem que há um enorme agravante na saúde da população, o que reflete no desenvolvimento humano, está variável é influenciada por uma série de fatores, como educação e economia. Portanto mais estudos se fazem necessários para avaliar a relação entre essas variáveis.

Outra problemática associada a prestação de serviços de abastecimento está relacionada as perdas de água nos sistemas. De acordo com Silva et al. (2019) essas perdas ocorrem devido a vários motivos, entre eles a falta de manutenção nos sistemas e consumo não autorizado, como furto. Por isso é comum o estabelecimento de níveis mínimos de aceitação para um maior controle.

No Brasil, por exemplo, conforme relatório divulgado pelo SNIS (2019) este índice vem crescendo atingindo valores superiores à média dos países desenvolvidos e mais eficientes na distribuição de água. Entretanto, nota-se nos resultados apresentados que os níveis de perdas de água nos municípios do estado do Espírito Santo são mais elevados em regiões mais desenvolvidas, ou seja, com maiores índices de desenvolvimento humano, assim como apresentou maiores percentuais em municípios mais populosos, o que contrapõe as análises realizadas entre os países.

Em estudo realizado pelo Instituto Trata Brasil (2019) que analisou o índice de perdas de água nas 100 cidades mais populosas do Brasil, averiguou-se que o percentual médio encontrado foi superior ao nível de perdas de água comparado ao total de municípios brasileiros. Além disso, o município de Cariacica, pertencente a região da Grande Vitória, situa-se entre os municípios com piores índices de perdas na distribuição, atingindo valor próximo à 60%, o que reforça os resultados encontrados neste trabalho.

Conforme explica Miranda (2002), um dos motivos que ocasionou o grande aumento dessas perdas foi devido ao crescimento desordenado principalmente nas grandes cidades nas últimas décadas, levando a grande demanda por abastecimento de água. Isso fez

com que as concessionárias adotassem soluções pragmáticas para estender as redes de distribuição até as áreas sem atendimento, muitas vezes sem estrutura ou tecnologia adequada. Diversos estudos, entre eles o de Silva (2015), afirmam que os índices de perdas estão diretamente associados à qualidade da infraestrutura e da gestão dos sistemas.

5 | CONCLUSÃO

A partir dos objetivos da presente pesquisa foi possível concluir que na grande maioria das regiões houve moderada correlação quanto ao abastecimento urbano e total de água, com destaque para duas grandes regiões: Nordeste e Noroeste. Além disso, a medida em que reduz o número de habitantes dos municípios, houve tendência de queda. Por outro lado, com exceção da região da Grande Vitória, conclui-se que as perdas nos sistemas de abastecimento não foram observadas correlações, o que significa que pode haver outras variáveis que tem maior influência sobre o desenvolvimento local.

REFERÊNCIAS

BARBIERI. J. C.; GIMENES. R. M. T. **Universalização dos serviços de saneamento básico e o desenvolvimento populacional**. Revista Ciência Empresarial. Umuarama. v. 14, n. 2, p. 283-298. 2013.

BRASIL – Fundação Nacional da Saúde. **Manual de Saneamento.** Brasília. 2004.

FGV - Fundação Getúlio Vargas. **Medindo o saneamento. Potencialidades e limitações dos bancos de dados brasileiros.** Rio de Janeiro. 2018.

FIOCRUZ - Fundação Oswaldo Cruz. **Saneamento e saúde. Coleção saúde, ambiente e sustentabilidade.** Ministério da saúde. Rio de Janeiro. 2018.

GUJARATI, D. N.; PORTER, D. C. **Econometria Básica.** 5. ed. São Paulo: AMGH, 918 p. 2011.

HELLER. L. **Relação entre saúde e saneamento na perspectiva do desenvolvimento**. Revista Ciência e Saúde Coletiva. Belo Horizonte. p. 73-84. 1998.

IJSN – Instituto Jones dos Santos Neves. **Situação dos domicílios e infraestrutura urbana. Indicadores socioeconômicos do Espírito Santo / PNAD 2001 a 2009.** Vitória. 2011.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Perdas de água 2019 (SNIS 2017): Desafios para disponibilidade hídrica e avanço da eficiência do saneamento básico.** GO Associados. São Paulo. 2019.

LIBÂNIO, P. A. C. et al. **A dimensão da qualidade da água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 10. 2005.

MIRANDA, E. C. **Avaliação de perdas em sistemas de abastecimento de água – Indicadores de perdas e metodologias para análise de confiabilidade.** Dissertação. Brasília. 2002.

OLIVEIRA, J. M. et al. **Indicadores de desenvolvimento: uma resenha em construção.** Revista de economia Mackenzie. São Paulo. Vol.8. n.1. p. 76-101. 2010

PNDU - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Índice de Desenvolvimento Humano Municipal Brasileiro. Brasília. 2013.

_______. **Relatório do desenvolvimento humano 2019**. **Além dos rendimentos, além das médias, além do presente: Desigualdades no desenvolvimento humano no século XXI.** New York. 2019

SAIANI, C. S.; TONETO, R. J. **Evolução do acesso a serviços de saneamento básico no Brasil (1970 a 2004).** Revista Economia e Sociedade. Campinas. Vol. 19. 2010.

SANTOS, F. N. B. **Estudo da correlação do PIB e do IDH com o consumo per capita de água nas regiões brasileiras.** Monografia. Belo Horizonte. 2010

SILVA. A. C. N. **Panorama de perdas em sistemas de abastecimento de água no Brasil.** Campina Grande. 2015.

SILVA, C. C. C. et al. **Série histórica das perdas nos sistemas de abastecimento de água dos municípios do sertão pernambucano.** Revista GEAMA – Ciências Ambientais e Biotecnologia. Recife. 2019

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto**. Brasília. 2019

SOUZA, S. B. S. et al. **Estatística espacial para avaliar a relação entre saneamento básico, IDH e remanescente cobertura vegetal no estado de Goiás, Brasil**. Revista Ambiente e água. Taubaté. Vol. 11. 2016.

CAPÍTULO 17

MONITORAMENTO DA REMOÇÃO MULTIELEMENTAR EM TRATAMENTO POR VALA DE FILTRAÇÃO

Data de aceite: 10/01/2022
Data de submissão: 08/11/2021

Ariston da Silva Melo Júnior
Doutor pela Unicamp e Pós Doutor pelo IPEN/USP
São Paulo (SP), Brasil
http://lattes.cnpq.br/0010807076892082

RESUMO: Com o aumento populacional e da necessidade de mais alimento e bens de consumo industriais, as necessidades hídricas acabam sendo cada vez mais utilizadas. Se não se bastasse à demanda excessiva de água para produção no setor industrial e agrícola, os despejos de esgoto sem tratamento em corpos d'água limpo geram um enorme impacto ambiental. Cada vez mais, engenheiros tem trabalhado em centros de pesquisa de modo a gerar metodologias e tecnologias sustentáveis para limpeza e preservação desse importante recurso a vida que é a água. Entre as tecnologias em estudo têm-se os sistemas de vala de filtração que surgiram como um tratamento alternativo para suprir as necessidades de tratamento hídrico. A presente pesquisa estudou um sistema constituído por três valas de filtração de camada de brita 0,20 m e camada de areia distinta de: 0,75 m; 0,50 m e 0,25 m. O estudo durou cinco semanas e possibilitou analisar pela técnica de radiação sincrotron a presença dos seguintes elementos químicos: P; S; Cl; K; Cr; Mn; Fe; Zn; As e Pb. Ainda foi possível verificar que o desempenho de tratamento foi de 60% na faixa de 0,75m; 30% na faixa de 0,50 m e 6% na faixa de 0,25 m.

PALAVRAS-CHAVE: Meio Ambiente, Reuso, Contaminação e Sustentabilidade.

MONITORING OF MULTI-ELEMENTARY REMOVAL IN TREATMENT BY FILTER DITCH

ABSTRACT: With population growth and the need for more food and industrial consumer goods, water needs are increasingly being used. If excessive water demand for production in the industrial and agricultural sector were not enough, untreated sewage discharges into clean water bodies have a huge environmental impact. Increasingly, engineers have been working in research centers to generate sustainable methodologies and technologies for cleaning and preserving this important life resource that is water. Among the technologies under study are filtration trench systems that have emerged as an alternative treatment to meet the needs of water treatment. The present research studied a system consisting of three filtration trenches of 0.20 m gravel layer and distinct sand layer of: 0.75 m; 0.50 m and 0.25 m. The study lasted five weeks and allowed to analyze by the synchrotron radiation technique the presence of the following chemical elements: P; S; Cl; K; Cr; Mn; Faith; Zn; As and Pb. It was also possible to verify that the treatment performance was 60% in the 0.75m range; 30% in the 0.50 m range and 6% in the 0.25 m range.

KEYWORDS: Environment, Reuse,

Contamination and Sustainability.

INTRODUÇÃO

Entre 1900 e 1995, a população mundial triplicou e o consumo global de água cresceu mais de seis vezes. Esses dados são alarmantes ao levar-se em consideração que um terço da população do planeta vive em países que sofrem estresse hídrico, sendo que este percentual consome cerca de 10% dos recursos renováveis de água doce (MORAES e JORDÃO, 2002).

Segundo Moraes e Jordão (2002) o planeta Terra possui cerca de 1,40 milhões de km^3 de água distribuídos de modo heterogêneo, sendo: 98% na forma de águas oceânicas (salgada) e cerca de 2% em forma de água doce. Tendo ainda com relação a água doce que dos 2% predominantes, 1,7% encontram-se na forma de geleiras e apenas 0,3% de águas subterrâneas e superficiais. Apenas o percentual de 0,3% pode ser utilizado para abastecimento público, sendo que desse percentual apenas 3% apresentam-se na forma de água superficial, ou seja, de fácil extração. Daí tem-se a grande preocupação em preservar os recursos hídricos no planeta.

O avanço do crescimento populacional e das necessidades hídricas para produção de energia e alimentos faz com que, torne-se cada vez mais vital o saneamento básico e a preservação das fontes de água potável. De modo geral, o saneamento básico tem sido encarado como um atributo de responsabilidade dos governos, com a criação de modernas e vastas estações de tratamento de esgoto, denominadas ETEs. Mas, devido ao alto custo de implantação, cada vez mais tem sido incentivado estudos de sistemas alternativos de tratamento de baixo custo de implantação e fácil manuseio.

A gama de processos alternativos de tratamento desenvolvido é grande, sendo de destaque: reatores anaeróbicos, wetlands, filtros lentos, lagoas de estabilização e valas de filtração.

O intuito da presente pesquisa foi o estudo do comportamento da remoção de elementos químicos, entre eles metais pesados num efluente líquido pelo processo de três valas de filtração com camada de meio suporte de areia distinto. A pesquisa foi alocada na Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) e as análises multielementares realizadas pelo Laboratório Nacional de Luz Sincrotron (LNLS).

REVISÃO DE LITERATURA

Problemática Hídrica na atualidade

À medida que as populações e as atividades econômicas crescem, muitos países atingem rapidamente condições de escassez de água ou se defrontam com limites para o desenvolvimento econômico (MORAES e JORDÃO, 2002).

A demanda de água aumenta rapidamente, com 70-80% exigidos para a irrigação, menos de 20% para a indústria, e apenas 6% para consumo doméstico. O manejo holístico da água doce como um recurso finito e vulnerável e a integração de planos e programas hídricos setoriais aos planos econômicos e sociais nacionais foram medidas de importância fundamental para a década de 1990 e o são também para o futuro (AGENDA 21, 1996).

Há poucas regiões no mundo ainda livres dos problemas da perda de fontes potenciais de água doce, da degradação na qualidade da água e da poluição das fontes de superfície e subterrâneas. Os problemas mais graves que afetam a qualidade da água de rios e lagos decorrem, em ordem variável de importância, segundo as diferentes situações, de esgotos domésticos tratados de forma inadequada, de controles inadequados dos efluentes industriais, da perda e destruição das bacias de captação, da localização errônea de unidades industriais, do desmatamento, da agricultura migratória sem controle e de práticas agrícolas deficientes. Os ecossistemas aquáticos são perturbados, e as fontes vivas de água doce estão ameaçadas (AGENDA 21, 1996).

Nos últimos 60 anos, a população mundial duplicou, enquanto o consumo de água multiplicou-se por sete. Considerando que, da água existente no planeta, 97% são salgadas (mares e oceanos), e que 2% formam geleiras inacessíveis, resta apenas 1% de água doce, armazenada em lençóis subterrâneos, rios e lagos, distribuídos desigualmente pela Terra. O Brasil detém 8% de toda essa reserva de água, sendo que 80% da água doce do país encontram-se na região Amazônica, ficando os restantes 20% circunscritos ao abastecimento das áreas do território brasileiro onde se concentram 95% da população (ASSIS, 1998).

Estima-se que, no início deste século, mais da metade da população mundial viverá em zonas urbanas. Até o ano 2025, essa proporção chegará aos 60%, compreendendo cerca de 5 bilhões de pessoas. O crescimento rápido da população urbana e da industrialização está submetendo a graves pressões os recursos hídricos e a capacidade de proteção ambiental de muitas cidades. Uma alta proporção de grandes aglomerações urbanas está localizada em torno de estuários e em zonas costeiras. Essa situação leva à poluição pela descarga de resíduos municipais e industriais combinada com a exploração excessiva dos recursos hídricos disponíveis, ameaçando o meio ambiente marinho e o abastecimento de água doce (AGENDA 21, 1996).

As contaminações são originárias principalmente do lançamento de águas residuais domésticas e industriais em rios e lagos. A poluição de um ambiente aquático envolve, portanto, processos de ordem física, química e biológica (VON SPERLING, 1993).

Todavia, no contexto geral, o conceito de poluição não está ainda definido com exatidão e nem divulgado corretamente na esfera da população. Para uns, poluição é a modificação prejudicial em um ambiente onde se encontra instalada uma forma de vida qualquer; para outros, essa forma de vida tem de ser o homem, e outros também a admitem como uma alteração ecológica nociva direta ou indiretamente ligada à higidez humana

(CARVALHO, 1980).

Sistemas de Vala de Filtração

Segundo a Norma NBR 13.969 (1997), as valas de filtração são processo de tratamento disposição final de efluente anaeróbio que consiste na percolação do mesmo no solo, onde ocorre a depuração devido aos processos físicos (retenção de sólidos) e bioquímicos (oxidação) devido aos microrganismos fixos nas superfícies dos grãos de areia, sem necessidade de operação e manutenção complexas. De acordo com Jordão (2005), o sistema de valas de filtração consiste em um conjunto de canalizações, assentado a uma profundidade racionalmente fixada, em um solo cujas características permitam a absorção do esgoto efluente do tanque séptico conectada ao sistema.

A percolação do líquido através do solo permitirá a mineralização dos esgotos, antes que o mesmo se transforme em fonte de contaminação das águas subterrâneas e de superfície que se deseja proteger.

A vala de filtração é constituída de condutos não estanques (usualmente tubos perfurados) envolvidos com britas e alinhada no seu interior. São recobertas com solo local e tem uma baixa declividade em sua extensão. O conduto distribui o efluente ao longo da vala, propiciando sua filtração subsuperficial. Como utiliza o solo como meio filtrante, seu desempenho depende das características do solo, assim como seu grau de saturação por água (CORAUCCI FILHO *et. al.* 2001).

Para a disposição no solo devem-se proceder duas análises do local: a primeira é qualitativa e serve para determinar qual o tipo de solo e a profundidade do lençol freático e camadas impermeáveis. A segunda é quantitativa, que é a medida de capacidade de filtração do solo, ou seja, sua permeabilidade. Solos arenosos (muito permeáveis) permitem a rápida passagem do efluente, sem o correto e suficiente tratamento do efluente; já solos argilosos são pouco permeáveis, não permitindo a absorção suficiente para o tratamento (NBR 13.969,1997). Este método pode ser utilizado para disposição final de efluentes líquidos de tanques sépticos, filtros anaeróbios e de outros reatores domésticos que produzam poucos sólidos suspensos. Para sua instalação, necessita-se de locais com boa disponibilidade de área e com remota possibilidade de contaminação do aquífero, a ilustração da Figura 1, apresenta um esquema de vala de filtração.
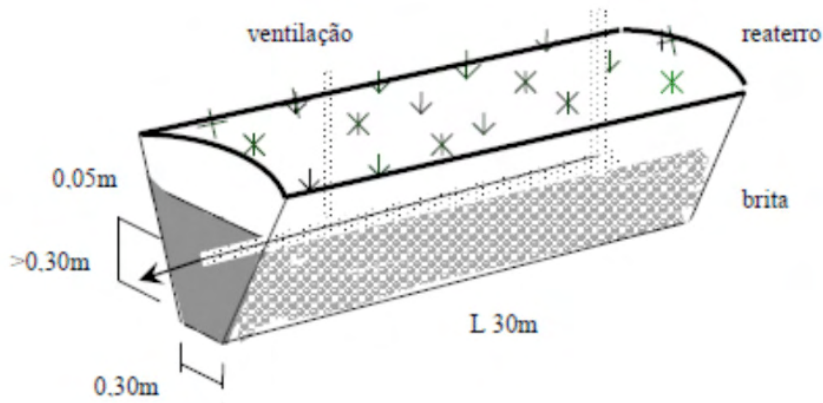
Figura 1: Processo de utilização de Vala de Filtração. (JORDÃO, 2005).

Uso da Radiação sincrotron com a Técnica de Reflexão Total

A tecnologia de radiação sincrotron consiste na utilização de feixes de radiação por excitação para analise multielementar de diferentes áreas do conhecimento cientifico (MELO JÚNIOR, 2007).

A Radiação Síncrotron é a radiação eletromagnética emitida por uma carga movendo-se com velocidade de 90% da velocidade da Luz, 270.000 km.s^{-1}, ao longo de uma trajetória curva. Essa condição relativistica se aplica, em particular, para partículas circulando em aceleradores de elétrons ou pósitrons, cujo raio de curvatura correspondente possui na ordem inicial de vários metros a dezenas de metros. O nome desta radiação deriva de um tipo específico de acelerador, o síncrotron de elétrons (LNLS, 2019). A radiação síncrotron também pode ter origem natural, sendo produzida por objetos astronômicos, como por exemplo, remanescentes de supernovas (pulsares), quasares e núcleos de galáxias ativas (MELO JÚNIOR, 2007).

A radiação é produzida quando elétrons relativísticos espiralam ao longo dos campos magnéticos produzidos por estes objetos (ZEILIK, 1987). A radiação sincrotron é a fonte de uso para as técnicas de estudo de comportamentos desde a difração, microscopia eletrônica, até a reflexão total, conhecida como técnica de fluorescência de raios X por reflexão total. Onde o feixe é calibrado para diferentes níveis de energia (LNLS, 2019).

MATERIAIS E MÉTODOS

Sistema de Vala de Filtração

No campo da FEAGRI foi desenvolvido um projeto piloto de sistema de tratamento alternativo de esgoto baseado em vala de filtração.

A pesquisa se concentrou em cinco semanas no mês de julho de 2019 com coletas

afluente (entrada) e efluente (saída) de águas residuárias oriundas do esgoto produzido na FEAGRI.

O sistema de vala de filtração utilizou placas de acrílico com o meio suporte à mostra visualização das camadas filtrantes. Sendo adotados três compartimentos de pré-tratamento do esgoto local, coletado em tanques específicos. Os compartimentos de tratamento representados pelo sistema de vala de filtração foram confeccionados em caixas de acrílico com altura para camadas de areia distintas: 0,75 m, 0,50 m e 0,25 m.

A Figura 2 apresenta uma das três caixas de acrílico confeccionadas para o experimento.

Figura 2: Detalhe de uma das caixas de acrílico com os tubos de drenagem.

A Figura 2 permite observar o sistema de filtração e tubulação de alimentação da taxa hidráulica de diâmetro 10 cm.

Cada simulador de vala de filtração recebeu uma taxa hidráulica de aplicação distinta, com base na camada suporte de areia adotada. A granulometria da areia utilizada foi de 0,183 mm.

A taxa hidráulica é uma importante relação hidrossanitária que se baseia no tempo de detenção hidráulico (θ_h) em relação a vazão e a área superficial de contato relacionada a aplicação de efluente líquido.

Vale lembrar que a camada suporte de brita 1 adotada foi a mesma em cada vala de filtração de valor 20 cm de espessura. A granulometria média de brita 1 empregada foi de 9,0 mm.

A Tabela 1 apresenta os valores adotados para cada sistema de vala de filtração.

Tipo de Vala filtração	Meio Suporte de areia (m)	Taxa Hidráulica ($L.m^{-2}.d^{-1}$)
V1	0,75	40
V2	0,50	60
V3	0,25	100

Tabela 1 – Denominação do sistema de valas de filtração em estudo.

TUBULAÇÃO

A tubulação empregada foi de polietileno de alta densidade (PEAD), uma tubulação muito comum para tubos de drenagem e tubulações de distribuição de esgoto.

Os tubos de PEAD permitem uma melhor distribuição da tensão superficial gerada pelo líquido e o meio suporte adotado e o processo de percolação (CORAUCCI *et al.,* 2000).

Sistema de Vala de Filtração

O complexo de tratamento por vala de filtração com seus diferentes perfis de meio filtrante podem ser observados na Figura 3, a seguir.

Figura 3: Sistema geral das valas de filtração.

Pela Figura 3 podem-se observar os tanques de coleta de esgoto até o sistema de vala de filtração. Esse efluente foi retirado por processo de bombeamento do sistema de captação de esgoto da Faculdade para ser levado até o local de estudo. Todo o local foi impermeabilizado para impedir possíveis contaminações oriundas do esgoto.

O esgoto é adicionado na parte superior do sistema de vala onde fica a camada de maior porosidade representada pela brita 1, com auxilio de uma pequena bomba pressurizada. Cada sistema tem uma bomba individual regulada à taxa hidráulica para

dosagem do esgoto bruto para tratamento.

O efluente tratado foi coletado nos tambores B para posterior analise da eficiência de tratamento.

Coleta de Amostras

Foram coletadas durante as cinco semanas de estudo, amostras do esgoto bruto (sem tratamento) e nos tanques B (Figura 3) após o tratamento para cada simulador de vala de filtração em garrafas PET. O volume captado e engarrafado foi de 500 mL para posterior análise da presença de metais pesados nas amostras pré-tratamento (esgoto bruto) e pós-tratamento, após utilização da vala de filtração.

As amostras engarrafadas foram congeladas a temperatura de -5^{o}C para posteriormente me laboratório passarem pela análise da presença de metais pesados pela técnica de radiação sincrotron. Durante as cinco semanas de estudo foram coletas nas três valas de filtração cerca de 30 amostras, sendo 15 de esgoto bruto e 15 após o tratamento nas valas de filtração. As amostras são denominadas de águas residuárias por serem oriundas de esgoto descartado e tratado.

Uso da técnica de Radiação Síncrotron com Reflexão Total

As amostras coletadas e congeladas foram levadas ao laboratório para preparação do ensaio por radiação sincrotron pela técnica de reflexão total.

Na análise por reflexão total, retirou-se uma alíquota de 1 ml de água residuária das localidades de estudo e adicionou-se com uso de pipeta automática um padrão de Gálio de 100 μl (102,5 mg.L^{-1}) usado como padrão interno, resultando em uma concentração de 9,32 mg.L^{-1} do padrão em cada amostra.

O padrão interno foi utilizado para eliminar a não uniformidade da alíquota no suporte, porque o filme fino formado sobre o substrato não possui geometria regular. Desta forma, a intensidade dos raios X obtida na irradiação da amostra depende da posição em que esta foi colocada no suporte. Com a adição do padrão interno, o resultado obtido será sempre em relação a este padrão, não importando, dessa forma, a posição da amostra (MELO JÚNIOR, 2007). Ao final do preparo 5,0 mL da solução resultante foi então pipetada sob a placa de lúcite e secou-se com auxílio de uma lâmpada infravermelha a amostra, conforme Figura 4.

Figura 4: Suporte de lúcite utilizado para a deposição da amostra.

Instalações da Linha de Radiação Sincrotron – Técnica de Reflexão Total

A linha de radiação sincrotron para reflexão total destina-se à análise da composição química multielementar ($Z \geq 13$) em aplicações científicas de determinação de elementos traços em ciências ambientais, biológicas e materiais, perfil de profundidade química de filmes finos e mapeamento químico (LNLS, 2019). A linha do Laboratório Nacional de Luz Sincrotron (LNLS) opera com feixe de 4 a 23 KeV (MELO JÚNIOR, 2007).

Na Figura 5 é apresentada a tubulação da linha DO9B – XRF, utilizada no experimento, por onde passa o feixe de luz síncrotron do anel para a estação experimental de fluorescência.

Figura 5: Foto da tubulação do anel para a linha DO9B – XRF do LNLS.

Na estação experimental de fluorescência de raios X, para a detecção dos raios X foi utilizado um detector semicondutor de Ge hiperpuro, com janela de berílio de 8 mm de espessura, uma área ativa de 30 mm^2, acoplado a um módulo amplificador e com uma placa analisadora multicanal, inserida em microcomputador (Figura 6).

Figura 6: Estação experimental DO9B-XRF do LNLS com a instrumentação.

O arranjo experimental (*setup*) permite a rotação e a translação da amostra de forma a obter a condição para a reflexão total do feixe incidente sobre a amostra que está alocada na placa retangular de lúcite (Perspex) fixada no porta-amostra, permitindo a medida dos elementos químicos contidos na amostra. A Figura 7 mostra em detalhe uma das amostras de água residuária de estudo do RAC.
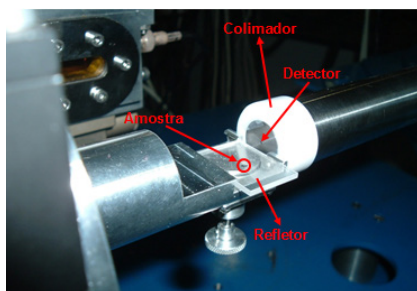
Figura 7: Arranjo experimental da SR-TXRF.

Na Figura 7 observa-se em destaque o local da amostra após secagem com lâmpada UV depositada sobre o refletor e o detector com o colimador do feixe para radiação sincrotron.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Validação do Método

A metodologia de validação da técnica empregada por radiação sincrotron necessita de uma calibração do equipamento a partir de adoção de soluções padrão.

A sensibilidade elementar foi calculada usando cinco soluções padrões com elementos conhecidos e em diferentes concentrações, acrescidos do elemento gálio (Ga) usado como padrão interno. Para isso denomina-se de série K a faixa para essa curva

de padrão. Foi determinada a sensibilidade experimental para os elementos contidos nas soluções e os resultados obtidos são apresentados na Tabela 2.

Número Atômico	Elemento Químico	Sensibilidade
19	K	0,083270
20	Ca	0,086387
22	Ti	0,199891
24	Cr	0,393820
26	Fe	0,593576
28	Ni	0,796228
30	Zn	0,897568
31	Ga	0,975819
34	Se	0,809614
38	Sr	0,306673

Tabela 2 - Sensibilidade experimental para a série K.

Ao utilizar os dados obtidos da Tabela 2 foi levantada a curva de grau de confiabilidade a partir de uma curva gráfica característica, denominada curva da sensibilidade relativa para série K. Na Figura 8 observa-se a curva característica de confiabilidade para os elementos na faixa de interesse de estudo.
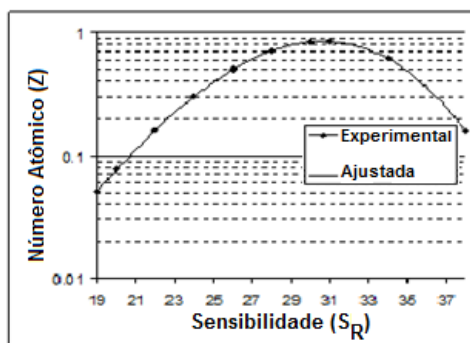
Figura 8: Curva da sensibilidade relativa (S_{Ri}) para série K.

A curva de sensibilidade apresentada na Figura 8 permitiu que inicialmente se utilizassem amostras certificadas com valores conhecidos.

Isso possibilitou que se ao utilizar o mesmo feixe de energia utilizado na curva de sensibilidade para as amostras certificadas, os valores fossem próximos aos pré-definidos, então as amostras coletadas e analisadas, seus valores fossem realmente os esperados. O ajuste foi feito com um padrão certificado pelo *National Institute of Standards and*

Technology (NIST).

Na Tabela 3 têm-se as amostras certificadas pela NIST para o padrão denominado pela NIST como *Drinking Water Pollutants*, com os valores certificados pela NIST e os medidos no LNLS.

Elemento	**Valor Medido e Intervalo de Confiança (mg.L^{-1})**	**Valor Certificado e Intervalo de Confiança (mg.L^{-1})**
Cr	8,91 ± 0,18	8,89 ± 0,45
As	8,66 ± 0,17	8,77 ± 0,45
Se	4,87 ± 0,07	4,69 ± 0,23
Cd	4,55 ± 0,64	4,54 ± 0,23
Ba	89,99 ± 0,76	91,89 ± 4,55
Pb	10,03 ± 1,01	10,09 ± 0,45

Tabela 3 - Comparação dos valores medidos e certificados pela NIST.

Só após essa validação do sistema foi então que se utilizaram as amostras secas nas placas de lúcite coletadas nas valas de filtração e determinaram-se seus valores químicos elementares. A Tabela 4 a seguir, apresenta os valores dos elementos químicos detectados pela técnica de radiação sincrotron para as amostras de esgoto bruto, antes do tratamento, oriundas dos tanques A (Figura 3).

Data	**Vala***	**Elemento Químico**									
		P	**S**	**Cl**	**K**	**Cr**	**Mn**	**Fe**	**Zn**	**As**	**Pb**
02/julho	V1	15,2	50,0	75,5	250,0	6,0	0,95	22,5	0,90	9,0	10,0
	V2	15,2	50,0	75,5	250,0	6,0	0,95	22,5	0,90	9,0	10,0
	V3	15,2	50,0	75,5	250,0	6,0	0,95	22,5	0,90	9,0	10,0
09/julho	V1	16,5	52,5	86,0	280,0	5,8	0,80	25,6	1,50	8,5	9,5
	V2	16,5	52,5	86,0	280,0	5,8	0,80	25,6	1,50	8,5	9,5
	V3	16,5	52,5	86,0	280,0	5,8	0,80	25,6	1,50	8,5	9,5
16/julho	V1	14,5	45,8	80,5	225,0	7,5	0,75	19,5	1,20	7,5	11,0
	V2	14,5	45,8	80,5	225,0	7,5	0,75	19,5	1,20	7,5	11,0
	V3	14,5	45,8	80,5	225,0	7,5	0,75	19,5	1,20	7,5	11,0
23/julho	V1	15,5	40,6	80,0	280,0	7,8	0,75	20,8	0,78	8,5	7,9
	V2	15,5	40,6	80,0	280,0	7,8	0,75	20,8	0,78	8,5	7,9
	V3	15,5	40,6	80,0	280,0	7,8	0,75	20,8	0,78	8,5	7,9
30/julho	V1	15,0	56,2	88.9	300,0	6,9	0,89	21,5	0,89	6,8	8,9
	V2	15,0	56,2	88.9	300,0	6,9	0,89	21,5	0,89	6,8	8,9

	V3	15,0	56,2	88.9	300,0	6,9	0,89	21,5	0,89	6,8	8,9

*Obs: Espessura da camada de areia para valas: V1 = 0,75 m

V2 = 0,50 m

V3 = 0,25 m

Tabela 4 – Concentração (mg.L^{-1}) dos elementos químicos do esgoto bruto.

A Tabela 4 os valores detectáveis são provenientes do esgoto coletado e armazenado nos tanques A (figura 3) que foram adicionados na entrada (afluente) do sistema de vala de filtração com auxilio de bomba peristáltica.

Pode-se observar na Tabela 4 que os valores do esgoto utilizado no experimento condizem com a concentração alta de contaminantes presentes, ao se comparar com a amostra certificada da NIST da Tabela 3. Em destaque para Cromo (Cr), Arsênio (As) e Chumbo (Pb).

A Tabela 5 apresenta o desempenho no tratamento por vala de filtração com remoção dos compostos elementares em relação ao esgoto bruto inicial. Pode-se observar que o desempenho foi diretamente proporcional à camada de meio suporte de areia para cada tipo de vala de filtração.

Data	Vala*	Elemento Químico									
		P	S	Cl	K	Cr	Mn	Fe	Zn	As	Pb
02/julho	V1	5,8	20,5	29,5	105,8	2,6	0,35	9,6	0,35	3,9	4,3
	V2	10,5	35,8	49,9	180,0	3,9	0,63	15,2	0,61	6,0	6,9
	V3	14,2	46,9	71,0	234,0	5,6	0,89	21,2	0,85	8,5	9,5
09/julho	V1	6,5	20,6	32,5	110,5	2,3	0,29	9,5	0,59	3,5	4,1
	V2	11,9	36,4	59,7	189,9	4,1	0,55	17,9	1,09	5,9	6,5
	V3	15,5	49,5	81,0	262,0	5,5	0,75	24,0	1,41	8,0	8,9
16/julho	V1	5,9	18,5	32,0	91,0	2,9	0,29	7,8	0,47	2,9	4,3
	V2	10,1	32,0	55,8	155,0	5,2	0,52	13,9	0,83	5,2	7,7
	V3	13,6	43,0	76,0	212,0	7,1	0,71	18,4	1,13	7,1	10,4
23/julho	V1	6,1	16,0	31,5	110,0	3,2	0,29	8,2	0,31	3,5	3,2
	V2	10,8	28,0	56,8	200,0	5,6	0,52	14,8	0,55	5,9	5,6
	V3	14,6	38,1	75,0	263,0	7,4	0,71	19,5	0,73	8,0	7,4
30/julho	V1	5,8	20,8	30,0	105,8	2,6	0,35	8,4	0,35	2,8	3,6
	V2	10,5	39,0	60,5	210,0	4,8	0,61	15,2	0,63	4,9	6,4
	V3	14,0	52,5	83,2	281,0	6,5	0,83	20,1	0,83	6,4	8,3

Tabela 5 – Concentração (mg.L^{-1}) dos elementos químicos do esgoto tratado.

O processo de tratamento por vala de filtração revelou que a espessura do meio suporte adicional a brita 1 tem papel importante na remoção dos contaminantes e parte dos

compostos químicos, conforme a Tabela 5.

A pesquisa mostrou a importância de se analisar percentual o grau de depuração pelo sistema de tratamento alternativo. Assim, pode-se notar o desempenho do processo na Tabela 6, a seguir.

Data	Vala*	Elemento Químico									
		P	S	Cl	K	Cr	Mn	Fe	Zn	As	Pb
02/julho	V1	61,8	59,0	60,9	57,7	56,8	63,2	57,4	61,1	56,7	57,5
	V2	30,9	28,4	33,9	28,0	33,7	33,7	32,4	32,2	33,1	31,1
	V3	6,3	6,2	6,0	6,4	6,7	6,3	5,8	5,6	5,6	5,5
09/julho	V1	60,6	60,8	62,2	60,5	61,2	63,8	63,1	60,7	59,4	57,4
	V2	27,9	30,7	30,6	32,2	30,2	31,3	29,9	27,3	30,0	31,2
	V3	6,1	5,7	5,8	6,4	6,0	6,3	6,3	6,0	5,8	5,8
16/julho	V1	59,7	59,6	60,2	59,6	61,2	61,3	60,0	60,8	61,1	60,9
	V2	30,3	30,1	30,7	31,1	30,7	30,7	28,7	30,8	30,7	29,5
	V3	6,2	6,1	5,6	5,8	6,0	6,0	5,6	5,8	5,3	5,5
23/julho	V1	60,3	60,6	60,6	60,7	59,6	61,3	60,8	60,3	59,4	59,4
	V2	30,5	31,0	29,0	28,6	28,8	30,7	28,8	29,5	29,9	29,2
	V3	5,8	6,2	6,3	6,1	5,8	5,3	6,3	6,4	5,9	6,2
30/julho	V1	61,3	63,0	66,3	64,7	62,5	60,7	61,2	60,7	59,1	59,0
	V2	30,0	30,6	31,9	30,0	30,4	31,5	29,3	29,2	27,2	27,5
	V3	6,7	6,6	6,4	6,3	5,8	6,7	6,5	6,7	5,9	6,2

Tabela 6 – Relação Percentual (%) de desempenho na remoção de elementos químicos.

A Tabela 6 apresenta uma importante observação científica que é a relação de desempenho de eficiência de tratamento em relação à espessura da camada de areia no conjunto de vala de filtração.

Melo Júnior (2017) comentou que o meio suporte tem papel importante, pois é nesse que ocorre o processo químico de adsorção dos elementos químicos. Isso fica perceptível ao se analisar a estrutura das valas de filtração: V1 (0,75 m), V2 (0,50 m) e V3 (0,25 m). Em que a maior espessura promove um maior desempenho no sistema de retirada de elementos químicos que foram detectados pela técnica de radiação sincrotron. Pode-se observar pela Tabela 6 que a faixa percentual de remoção foi de cerca de 60% para a camada de 0,75 m (V1), enquanto que para as camadas de 0,50 m (V2) e 0,25 m (V3) os valores percentuais ficaram na faixa de 30% e 6%, respectivamente.

CONCLUSÃO

A pesquisa de sistema de tratamento alternativo por vala de filtração revelou que

o processo de limpeza e remoção de metais pesados como Cromo (Cr) e Chumbo (Pb) presentes nas águas residuárias tem um grande beneficio sustentável para aplicação no meio ambiente. A adoção de uma espessura maior para o sistema de vala de filtração revelou que o processo de adsorção química constatado por Melo Júnior (2007) tem uma maior potencial de retirada desses compostos químicos.

Os valores percentuais tiveram variação considerável em relação ao tamanho da camada de areia utilizada em conjunto com a brita 1.

Pelas três camadas de areia utilizada no estudo, foi possível constatar de a camada de 0,75 m tem um maior potencial de retirada dos compostos químicos, todos na faixa dos 60% de remoção, tendo ainda que para essa camada suporte seja necessário uma menor taxa hidráulica de aplicação, na ordem de 40 $L.m^{-2}.d^{-1}$. O aumento da taxa hidráulica com uma menor camada de areia como nos casos de V2 (0,50 m) e V3 (0,25 m) de valores de 60 e 100 $L.m^{-2}.d^{-1}$, respectivamente não garante um melhor desempenho.

Para as valas V2 e V3 o desempenho para as cinco semanas de estudo não passou das faixas de 30% e 6%, respectivamente. Torna-se importante o estudo de valas de filtração de modo a futuramente gerar um modelo matemático aplicável a utilização desse tipo de tratamento de modo de estimar o potencial ótimo de remoção com adoção do meio suporte complementar – areia.

REFERÊNCIAS

ASSIS, J.C. Água **sob medida**. Agroanalysis. 18:83-8. 1998.

AGENDA 21**. Proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos: aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos.** *Água em* Rev: Suplemento das Águas; 1996. p.14-33.

CARVALHO, B. A. **Ecologia aplicada ao saneamento ambiental.** Rio de Janeiro: ABES; 1980.

CORAUCCI FILHO B., et al. Pós-tratamento de Efluente de Filtro Anaeróbio: Modelo Reduzido de Valas de Filtração - NBR 7.229 1993. In: **29° Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental,** Porto Alegre, 2000.

JORDÃO, E. P; PESSOA, C. A**. Tratamento de Esgotos Doméstico**. 4º ed. Editora ABES. Rio de Janeiro / RJ. 932 p. 2005.

LNLS, página do Laboratório Nacional de Luz Síncrotron na Internet**. www.lnls.br**. (Acesso em: 8 de agosto de 2019).

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. **Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana.** Universidade Estadual de Londrina, Paraná, 2002.

MELO JÚNIOR, A. S. **Análise quantitativa do material particulado na região de campinas através das técnicas de microfluorescência de raios x e reflexão total usando radiação síncrotron.** Tese de Doutorado. UNICAMP. 2007.

MELO JÚNIOR, A. S. **Análise da remoção dos metais pesados em leitos com macrófitas pela técnica de radiação síncrotron.** 8 edição. Revista Unipinhal. p. 10-20. 2017.

VON SPERLING, E. **Considerações sobre a saúde de ambientes aquáticos.** *Bio.* ;2(3):53-6. 1993.

ZEILIK, M. **Astronomy: the evolving universe***. 4 ed. Joanna Cotler Books. p. 334-335. 1985.*

CAPÍTULO 18

QUANTIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS QUÍMICOS (MEDICAMENTOS VENCIDOS) GERADOS EM UM HOSPITAL ESCOLA LOCALIZADO NO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO

Data de aceite: 10/01/2022

Data de submissão: 05/10/2021

Camila Cristina da Silva Moraes
Universidade de Ribeirão Preto, Laboratório de Resíduos Químicos
Ribeirão Preto – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/7669359296050708

João Vicente Franceschi
Universidade de Ribeirão Preto, Laboratório de Resíduos Químicos
Ribeirão Preto – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/2005730207045397

Letícia Piteli Balan
Universidade de Ribeirão Preto, Laboratório de Resíduos Químicos
Ribeirão Preto – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/8497867504777757

Lucas Eduardo Zacarias Gomes
Universidade de Ribeirão Preto, Laboratório de Resíduos Químicos
Ribeirão Preto – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/8149462434642647

Marcos Vinicius de Souza Serrano
Universidade de Ribeirão Preto, Laboratório de Resíduos Químicos
Ribeirão Preto – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/1223911941229091

Paulo Giovanni Coraucci Netto
Universidade de Ribeirão Preto, Laboratório de Resíduos Químicos
Ribeirão Preto – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/3438045261031721

Vinicius Solimani Marquezam
Universidade de Ribeirão Preto, Laboratório de Resíduos Químicos
Ribeirão Preto – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/6424377028443392

Vitor Vilela Pinese
Universidade de Ribeirão Preto – Laboratório de Resíduos Químicos
Ribeirão Preto – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/9532223209473544

Luciana Rezende Alves de Oliveira
Universidade de Ribeirão Preto – Laboratório de Resíduos Químicos
Ribeirão Preto – São Paulo
http://lattes.cnpq.br/3050500965227871

RESUMO: A geração de Resíduos Sólidos (RS) vem crescendo apesar da Política Nacional dos Resíduos Sólidos (2010), produzindo os impactos do manejo inadequado dos RS na saúde pública, e no meio ambiente. O presente trabalho objetivou o gerenciamento dos resíduos químicos (RQ) gerados no Centro Cirúrgico (CC) e no Ambulatório de Especialidades e Pequenas Cirurgias (AEPC) em um Hospital Escola (HE) de Ribeirão Preto/SP, descartados nos anos de 2016 a 2020. Assim, especificou-se os principais tipos e quantidade de RQ descartados, através da segregação dos medicamentos vencidos (classe B) que foram encaminhados ao Laboratório de Resíduos Químicos (LRQ) pela Farmácia Hospitalar. As etapas realizadas pelo LRQ, constitui-se de: coleta, caracterização, pesagem, segregação e

destinação final adequada. Na coleta, o setor gerador acondicionou os RQ no recipiente adequado exigido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), acompanhado da Ficha de Recebimento preenchida para o envio e identificação dos RQ no LRQ. Após o gerenciamento dos RQ realizado, no CC e no AEPC, os resultados revelam que de 2016 a 2020 no CC e no AEPC, foram descartados 546,97kg de resíduos químicos. Em 2016 obteve-se 45,27kg, representando 8,28% do total. Em 2017 apresentou-se 53,54kg, que representa 9,79% do total. Entretanto em 2018, o total foi de 50kg ou 9,14%. No ano de 2019, resultou um total de 58,34kg (10,67%) de RQ descartados e em 2020, houve um descarte de 339,82kg de resíduos químicos, representando 62,13% do total dos quatro anos estudados conclui-se que, o gerenciamento dos RQ evidenciou a necessidade de promover junto aos setores geradores campanhas de conscientização (reciclagem) para diminuir a quantidade descartada.
PALAVRAS-CHAVE: Resíduos Químicos, Resíduos Sólidos, Gerenciamento, Política Nacional de Resíduos Sólidos.

QUANTIFICATION OF CHEMICAL WASTE (DUTY DRUGS) GENERATED IN A SCHOOL HOSPITAL LOCATED IN THE INTERIOR OF THE STATE OF SÃO PAULO

ABSTRACT: The generation of Solid Waste (SW) has been growing despite the National Policy on Solid Waste (2010), producing the impacts of inadequate SR management on public health and the environment. This study aimed to manage chemical waste (CW) generated in the Surgical Center (SC) and in the Specialties and Minor Surgery Outpatient Clinic (SMSOC) in a Teaching Hospital (TH) in Ribeirão Preto/SP, discarded in the years 2016 to 2020 Thus, the main types and amount of RQ discarded were specified, through the segregation of expired drugs (class B) that were sent to the Chemical Waste Laboratory (CWL) by the Hospital Pharmacy. The steps performed by the LRQ are collection, characterization, weighing, segregation and proper final destination. During collection, the generating sector packed the CWs in the appropriate container required by the National Health Surveillance Agency (NHSA), accompanied by the completed Receipt Form for sending and identifying the CWs in the CWL. After the management of the CWs carried out, in the SC and SMSOC, the results reveal that from 2016 to 2020 in the SC and SMSOC, 546.97 kg of chemical waste were discarded. In 2016, 45.27 kg were obtained, representing 8.28% of the total. In 2017, 53.54 kg were presented, which represents 9.79% of the total. However, in 2018, the total was 50kg or 9.14%. In 2019, there was a total of 58.34kg (10.67%) of CW discarded and in 2020, there was a disposal of 339.82kg of chemical waste, representing 62.13% of the total of the four years studied. that, the management of the CW evidenced the need to promote awareness campaigns with the generating sectors (recycling) to reduce the amount discarded.
KEYWORDS: Chemical Waste, Solid Waste, Management, National Solid Waste Policy.

1 | INTRODUÇÃO

A geração de resíduos é um desafio a ser encarado pela sociedade em decorrência das diversas atividades e processos artificiais para melhores condições de conforto

e satisfação pessoal vem crescendo em ritmo superior à capacidade de absorção da natureza, sobretudo em centros urbanos (SALLES, 2004). É importante que a sociedade busque a diminuição da produção de resíduos de modo a considerar as características do meio ambiente e dos diversos materiais geradores além de desenvolver técnicas para minimizá-los para que a biodiversidade não sofra os reflexos das atividades humanas (SALLES, 2004).

A patogenicidade e a toxicidade para os Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) apontam que na sua composição podem apresentar agentes infectantes ou toxinas produzidas por micro-organismos bem como substâncias químicas tornando-os perigosos para o seu manuseio (SCHNEIDER *et al*., 2001). As técnicas utilizadas corretamente para o manejo dos resíduos dos estabelecimentos de serviços de saúde são necessárias para permitir a segurança de pacientes, visitantes e funcionários tendo em vista que o gerenciamento dos RSS pode proteger a comunidade e o meio ambiente (SCHALCH *et al*., 1990).

A lei n° 12.305 de 2010, também conhecida como PNRS, proporciona ao país o avanço necessário para enfrentar os principais problemas ambientais, assim como os problemas sociais e econômicos que são provenientes do manejo inadequado dos RS. O artigo 6°, do capítulo II da lei, estabelece de forma geral:

> "*A prevenção e a precaução; o poluidor-pagador e o protetor-recebedor; a visão sistêmica, na gestão dos resíduos sólidos, que considere as variáveis ambiental, social, cultural, econômica, tecnológica e de saúde pública; o desenvolvimento sustentável; a ecoeficiência, mediante a compatibilização entre o fornecimento, a preços competitivos, de bens e serviços qualificados que satisfaçam as necessidades humanas e tragam qualidade de vida e a redução do impacto ambiental e do consumo de recursos naturais a um nível, no mínimo, equivalente à capacidade de sustentação estimada do planeta; e outros."*

Dessa forma a PNRS estabelece a prevenção e redução na geração dos resíduos, propondo hábitos sustentáveis e instrumentos que contribuam para o aumento da reciclagem, do reuso dos RS e também a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos. Além da mesma responsabilizar todos os geradores de resíduos, abrangendo desde o fabricante até o pós-consumo dos produtos, a Lei cria metas para a contribuição da eliminação de lixões e impõe que os responsáveis elaborem seus Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos.

Os resíduos com risco químico se enquadram na definição instituída no inciso XVI do artigo 3º PNRS. Os RS são definidos como:

> *"Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível".*

Sendo classificados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), por meio da RDC 222/2018, como Resíduos de Serviço da Saúde (RSS) do grupo B. Estes resíduos contêm substâncias químicas que conferem risco à saúde pública ou ao meio ambiente dependendo de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade. Quanto à periculosidade destes resíduos, a Norma Brasileira da Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR) de n° 10.004 (ABNT, 2004) também classifica os resíduos sólidos, em relação aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, para que possam ser gerenciados adequadamente. Assim, são divididos em resíduos Classe I – Perigosos; e resíduos Classe II – Não perigosos, sendo estes subdivididos em resíduos Classe II A – Não inertes e Classe II B – Inertes.

Em instituições universitárias, os RQ são gerados em sua maioria nos diversos laboratórios de ensino, pesquisa e extensão em atividade, sendo de inteira responsabilidade da instituição de ensino (IES) o gerenciamento destes, assim sendo coube ao gerador de resíduo atuar como dispõe as diretrizes aplicáveis aos resíduos sólidos da PNRS, Art. 9, devendo observar a seguinte ordem de prioridade na gestão e gerenciamento dos resíduos:

> "*Não geração; Redução; Reutilização; Reciclagem; Tratamento; Disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos"*.

A intenção de não gerar, reduzir, reutilizar e reciclar o resíduo gerado pode ser contemplada através de iniciativas individuais de cada laboratório e gerador de resíduo, assim se fez necessária a elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Químicos informando que a IES disponibiliza um sistema de coleta de resíduos químicos perigosos e conta com uma equipe especializada para coleta, transporte, tratamento e disposição final.

Os resultados da pesquisa realizada pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) no ano de 2020, relatou que em 2019, 64% dos municípios realizaram os serviços de coleta, tratamento e disposição final e que cerca de 36% dos municípios ainda destinaram os RSS sem tratamento prévio. No ano de 2019, o volume de RSS coletado foi de 253.000 toneladas, o equivalente a 1,213 kg por habitante/ano, o que representa um aumento de 0,00021% em relação ao total gerado em 2018 e de 0,011% no valor per capita. (ABRELPE, 2020).

Dessa forma, tanto a população como o meio ambiente podem sofrer exposição aos resíduos químicos gerados em estabelecimentos de serviço de saúde se estes forem descartados sem um tratamento prévio ou estiverem mal acondicionados. Dessa forma, é necessário que medidas adequadas de manejo e descartes desses resíduos sejam realizadas para a preservação da saúde humana e ambiental.

2 I OBJETIVOS

O objetivo da pesquisa, foi avaliar a geração de resíduos químicos após a

implantação de um plano de gerenciamento de resíduos químicos no Centro Cirúrgico (CC) e no Ambulatório de Especialidades e Pequenas Cirurgias (AEPC), em um Hospital Escola, localizado no interior do estado de São Paulo, obedecendo o que preconiza as Resoluções da ANVISA RDC n° 222/2018, DO CONAMA n° 358/2005, da Portaria CVS n° 21/2008 e da Resolução SMA n° 33/2005.

Para isso, foi realizado nos setores desse estudo: 1- Quantificação dos medicamentos descartados pelas unidades em estudos no período de janeiro de 2016 a dezembro de 2020; 2- Acondicionamento e armazenamento dos medicamentos vencidos nas unidades de estudo.

3 | METODOLIGIA

Caracterizou-se em cada unidade do HE, os tipos e quantidade dos resíduos descartados e posterior destinação final. A quantificação dos medicamentos descartados foi realizada através da segregação dos medicamentos vencidos (Classe B) encaminhados para o Laboratório de Resíduos Químicos (LRQ) da instituição.

O controle da distribuição, consumo e descarte dos medicamentos foram realizados pela Farmácia Hospitalar, que atende as solicitações das unidades e fiscaliza os prazos de vencimentos dos medicamentos, que após efetuar a pesagem de uma amostra de cada medicamento a ser descartado e com o peso unitário de cada medicamento, determinou-se a quantidade total em kg descartado de cada produto em cada mês, em seguida os encaminha para o LRQ.

A Figura 1 estabelece o processo realizado pelo LRQ. Inicialmente os RQ descartados são enviados ao Laboratório de Resíduos Químicos que primeiramente realizará a segregação dos mesmos em relação aos tipos e suas características químicas.
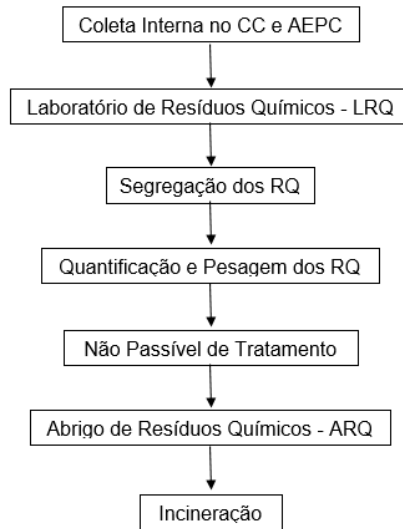
Figura 1: Etapas do tratamento e descarte dos resíduos químicos provenientes do Centro Cirúrgico e do Ambulatório de Especialidades e Pequenas Cirurgias do Hospital Escola utilizados pelo LRQ.

Fonte: Autores, 2021.

O RQ não passível de tratamento, medicamentos vencidos, são pesados, acondicionados de forma adequada e levados para armazenagem temporária no Abrigo de Resíduos Químicos (ARQ) para posterior incineração.

Na Figura 2, está ilustrado onde ocorre o acondicionamento adequado dos RQ não passíveis de tratamento e posteriormente são encaminhados ao LRQ, acompanhados da ficha descritiva (Figura 3) com as informações dos resíduos a serem descartados. Nesta ficha de Entrega e Recebimento dos RSS tem-se os seguintes campos para preenchimento: o setor que está enviando o RQ; a quantidade do RQ e a data de envio para o LRQ. Antes do envio ao ARQ, os resíduos são armazenados em caixas de papelão ou no caso de líquidos, em vidrarias devidamente identificadas que posteriormente são enumerados, pesados e transportados para serem adequados temporariamente aguardando a incineração.

Figura 2: Coletor de plástico rígido para descarte dos medicamentos vencidos do Centro Cirúrgico e do Ambulatório de Especialidades e Pequenas Cirurgias do Hospital Escola utilizados pelo LRQ.

Fonte: Autores, 2021.

UNAERP	PROGRAMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS QUÍMICOS					
	FICHA DE ENTREGA E RECEBIMENTO					
PGRQ	SETOR:		E-MAIL:			RAMAL:
HOUVE GERAÇÃO DE RESÍDUOS ESTE MÊS: ☐ SIM ☐ NÃO						
DATA	QUANTIDADE (*1)	DESCRIÇÃO (*2)	TIPO DE RECIPIENTE (*3)	TIPO DE RESÍDUO (*4)	RESPONSÁVEL PELA ENTREGA / FUNÇÃO	RESPONSÁVEL PELO RECEBIMENTO
Informações complementares: Modo de produção do resíduo						
(*1) Indicar a quantidade de material dentro de cada recipiente ou total se for a mesma substância, não a quantidade de recipientes.						
(*2) Liste todos os materiais pelo seu nome químico, não pela fórmula. Sólidos e Líquidos devem ser identificados e suas concentrações.						
(*3) V - VIDRO P - PLÁSTICO PA - PAPEL						
(*4) 1 - Solvente Orgânico Halogenado; 2 - Solvente orgânico não halogenado; 3 - Soluções ácidas; 4 - Soluções básicas; 5 - Soluções salinas; 6 - Inorgânico; 7 - Soluções de metais pesados; 8 - Combustíveis; 9 – Outros						

Figura 3: Ficha de Entrega e Recebimento que acompanham os Resíduos Químicos enviados do Centro Cirúrgico e do Ambulatório de Especialidades e Pequenas Cirurgias do Hospital Escola.

Fonte: Autores, 2021.

4 I RESULTADOS

Na caracterização do HE, localizado na cidade de Ribeirão Preto, interior do estado de São Paulo, revelou que o mesmo possui 1 Centro Cirúrgico com 4 salas de cirurgias,

1 de anestesia,1 de recuperação, 1 de vestuário e 1 de pós-operatório e o Ambulatório de Especialidades e Pequenas Cirurgias é formado por 52 salas de atendimento, voltados para urgências e emergências.

Os resultados mostram que de 2016 a 2020 no C.C. e no A.E., foram descartados 546,97kg de resíduos químicos. Em 2016 obteve-se 45,27kg, representando 8,28% do total. Em 2017 apresentou-se 53,54kg, que representa 9,79% do total. Entretanto em 2018, o total foi de 50kg ou 9,14%. No ano de 2019, resultou um total de 58,34kg (10,67%) de RQ descartados e em 2020, houve um descarte de 339,82kg de resíduos químicos, representando 62,13% do total dos quatro anos estudados, explanados na Figura 4.
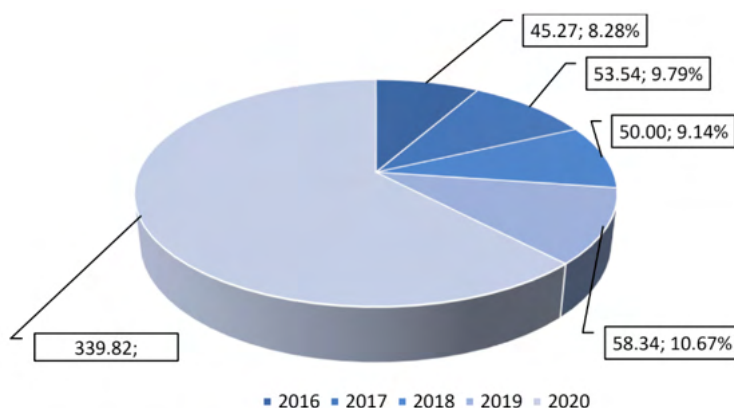
Figura 4: Comparativo Anual de Geração de Resíduos Químicos nas Unidades em Estudo (2016-2020)

Fonte: Autores, 2021.

O primeiro semestre de 2016 apresentou 28,30kg de descartes. No segundo semestre de 2016, 16,97kg de descartes enquanto que no primeiro semestre de 2017 foram descartados 26,16kg, o que evidenciou uma redução considerável em relação ao primeiro semestre do ano anterior. No segundo semestre de 2017, a quantidade descartada aumentou e foi de 27,38kg. No primeiro semestre de 2018, foram descartados 17,91kg de resíduos e no segundo semestre do mesmo ano foram descartados 32,09kg. Para o ano de 2019, foram descartados 21,48kg no primeiro semestre e 36,86kg no segundo semestre do mesmo ano, porém no primeiro semestre de 2020 resultou em 33,21kg de resíduos descartados e o maior descarte dos anos estudados foi no segundo semestre do mesmo ano, onde descartou-se 306,61kg de RQ, representados na Figura 5.
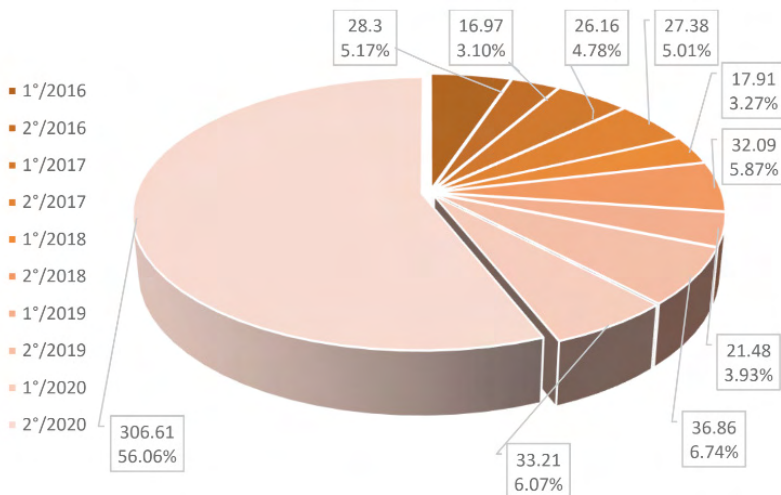
Figura 5: Comparativo Semestral de Geração de Resíduos Químicos nas Unidades em Estudo (2016-2020)

Fonte: Autores, 2021.

Além dos comparativos anuais e semestrais de geração de resíduos químicos pelos setores abrangidos e durante os anos estudados, a Figura 6 e a Tabela 1 demonstram a geração mensal de RQ descartados pelo LRQ.
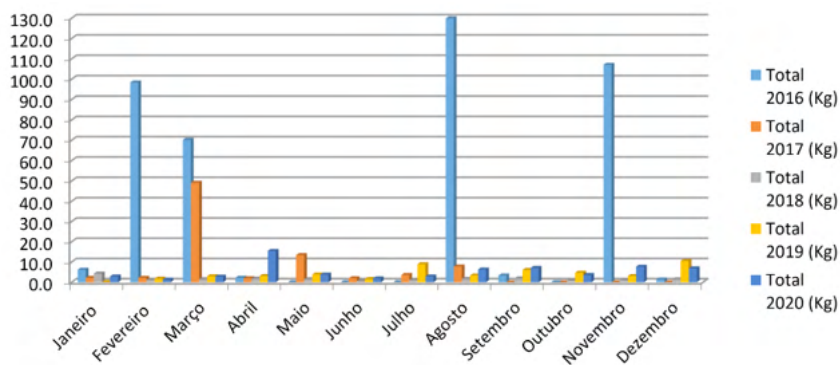
Figura 6: Comparativo Mensal de Quantidade de Resíduos Gerados no período de 2016 à 2020

Fonte: Autores, 2021.

Mês	Total 2016 (Kg)	Total 2017 (Kg)	Total 2018 (Kg)	Total 2019 (Kg)	Total 2020 (Kg)
Janeiro	6,2	2,2	4,3	0,1	2,9
Fevereiro	98,4	2,2	1,2	1,8	1,3
Março	70,2	49,1	1,5	3,0	2,8
Abril	2,2	2,0	1,8	3,1	15,5
Maio	0,0	13,4	1,5	3,8	3,8
Junho	0,0	2,0	0,5	1,6	1,9
Julho	0,0	3,6	1,1	8,9	2,9
Agosto	129,9	7,8	1,7	3,3	6,3
Setembro	3,3	0,0	1,9	6,1	7,1
Outubro	0,0	0,0	0,8	4,7	3,6
Novembro	107,1	0,0	1,0	3,1	7,7
Dezembro	1,4	0,0	1,5	10,5	6,9

Tabela 1: Tabela Comparativa de Quantidade de Descartes Mensais em cada um dos anos estudados (2016 – 2020)

Fonte: Autores, 2021.

Observou-se que houve uma pequena variação na geração desses resíduos anualmente até o ano de 2019, devido as medidas adotadas que foram implementadas, como, reaproveitamento dos medicamentos em salas de aulas no curso de ciências farmacêuticas, e a compra dos medicamentos passou a ser controlada reduzindo a quantidade em estoque e de medicamentos vencidos, porém houve um aumento considerável de descartes em 2020 que deixou ainda mais evidente que em situações atípicas, o gerenciamento e a disposição final correta se faz necessária.

5 I CONCLUSÃO

O Hospital Escola apresentou um aumento de 132,67kg (164,05%) na geração de resíduos no ano de 2020, em relação ao descarte dos RQ's do grupo B nos anos anteriores, ou seja, de 2016 a 2019.

Conclui-se que esse aumento pode ser vinculado à situação pandêmica referente ao vírus da Covid-19 onde o sistema do hospital possa ter sobrecarregado em atendimentos de casos com sintomas específicos da doença, fazendo com que o atendimento com pacientes de outras doenças e até mesmo a procura e ida de pessoas ao ambiente hospitalar, devido ao isolamento, tenha caído gerando assim uma quantidade maior de medicamentos vencidos.

Entretanto, o gerenciamento dos RSS evidenciou que se faz necessária a preocupação da instituição em se adaptar totalmente as exigências legais quanto ao descarte, além de promover junto à sociedade campanhas de conscientização (reciclagem)

e, principalmente um acompanhamento junto aos locais de disposição final e tratamento, monitorando todas as etapas do processo.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Resolução da Diretoria Colegiada - RDC nº 222** de 28 de Março de 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, 2018/2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **NBR nº 10.004: Resíduos Sólidos – classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução CONAMA nº 358** de 29 de Abril de 2005.

CENTRO DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – CVS – **Portaria nº 21** de 10 de Setembro de 2008.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB – **Resolução SMA nº 33** de 16 de Novembro de 2005.

POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS - PNRS. **Lei nº 12.305** de 2 de Agosto de 2010.

SALLES, R. C. **Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde.** 2004. 90 p. Monografia (Curso de Engenharia Ambiental) - Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba.

SCHALCH, V. *et al*. **Resíduos de serviços de saúde. In: CURSO SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS.** Goiânia, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1990, p.209-21.

SCHNEIDER, V.E. *et al*. **Manual de Gerenciamento de resíduos Sólidos de Serviço de Saúde**. São Paulo: Balieiro, 2001.

CAPÍTULO 19

DETECTION AND QUANTIFICATION OF MULTIRESIDE PESTICIDES AND PHARMACEUTICALS IN FOODS OF ANIMAL ORIGIN USING THE QUECHERS METHOD IN PREPARATION OF SAMPLES

Data de aceite: 10/01/2022

Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua
PhD in Chemistry from the Federal University of Uberlândia. Post-doctoral student in Chemistry at the Federal University of Uberlândia/Minas Gerais. Student of the specialization course in Science and Mathematics Teaching, Federal Institute of Triângulo Mineiro - *Campus* Uberlândia/Minas Gerais
http://lattes.cnpq.br/12970002659897780
https://orcid.org/0000-0003-3587-486X

Bruno Elias dos Santos Costa
PhD in Chemistry from the Federal University of Uberlândia. Post-doctoral student in Chemistry at the Federal University of Catalão/Goiás
http://lattes.cnpq.br/9995122149910490
https://orcid.org/0000-0002-9306-0939

Anelise dos Santos Mendonça Soares
PhD in Genetics and Biochemistry from the Federal University of Uberlândia
Professor of the specialization course in Science and Mathematics Teaching at the Triângulo Mineiro Federal Institute - *Campus* Uberlândia/Minas Gerais
http://lattes.cnpq.br/8591893046454042
https://orcid.org/0000-0001-8442-393X

Valdinei de Oliveira Santos
Specialist in Environmental Education, by the Institute of Fern Education and Higher Education. Professor at the Dom Eliseu State School - Unaí/Minas Gerais
http://lattes.cnpq.br/5877647086852971
http://orcid.org/0000-0002-3400-0143

ABSTRACT: Contaminants of Emerging Concern (CECs) began to be detected and quantified in the 1990s, after the advent and improvement of analytical techniques capable of quantifying on trace (μg/L) and ultra-trace (ng/L) in aqueous matrices. The unrestrained growth of the human population and the need to increase the production of food of plant and animal origin, led to the improvement of methods for sample preparation and multi-residue determination such as QuEChERS (Fast, Easy, Cheap, Effective, Robust, Safe). Therefore, the detection and quantification of CECs residues in living organisms used for human consumption raised an alert by developed countries that aroused the interest of the scientific community and enabled both the inclusion of new contaminants, as well as the change of Maximum Allowed Values (MAV) by environmental agencies in the United States (USEPA), European Union (EU). Asian countries that started to require agricultural commodities destined for human consumption to present a quality assurance seal in relation to waste MAV in accordance with legislation. In this sense, this work aims to present and discuss several studies that prove the presence of pesticide and pharmaceuticals residues in foods of animal origin, present in human food.
KEYWORDS: Contaminants Emerging Concern, trace and ultra-trace analysis, food, multi-waste and agricultural commodities.

1 I INTRODUCTION

The unrestrained and disorganized

growth of the world population has been contributing to the greater extraction of minerals from resources and foods of plant and animal origin and their derivatives. The production of fish, cattle, pigs and poultry (chickens) in 2020 is illustrated by the graphs in Figure 1.
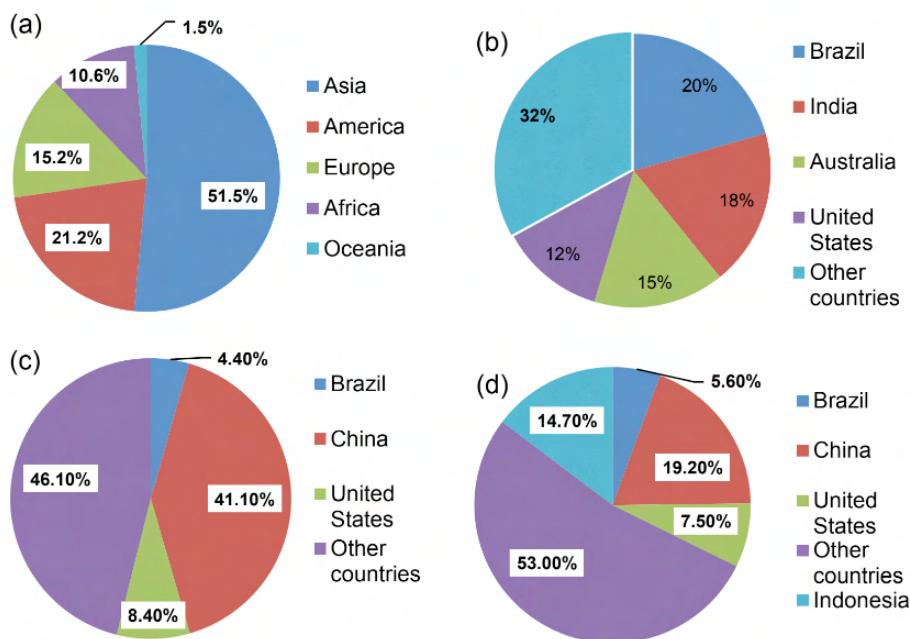
Figure 1: (a) World fish production; (b) beef; (c) swine and (d) birds (chicken) in 2020

Source: EMBRAPA (2020).

These percentages are equivalent to: *i*) 987.5 million (beef); *ii*) 103 million (swine); *iii*) 133.3 million (chickens) and; *iv*) 179 million tons of poultry (chickens). The perspective is that these values will increase annually due to the higher consumption of a population that grows at a fast pace and that until December 30, 2021; reached a population of 7.9 billion people, according to Worldometer.

Therefore, there is an enormous need to produce more and more in a shorter period of time, using substances such as drugs and pesticides that reach the animals through the following ways: *i*) application of medicines and vaccines in different herds in order to ensure the animal's health; *ii*) administration of drugs with different properties in order to ensure the acceleration of the animal's development for slaughter; *iii*) drugs and pesticides present in the composition of administered feeds and supplements; *iv*) use of pesticides to reduce and/or eliminate pests that attack different breeding stocks (ARISEKAR. et al. 2019; BARBIERI et al., 2019; CASTRO; POCURULL; BORRULL, 2020; HAN et al., 2021). In this way, drugs and pesticides are eliminated in the environment through different routes, as shown in the flowchart in Figure 2.
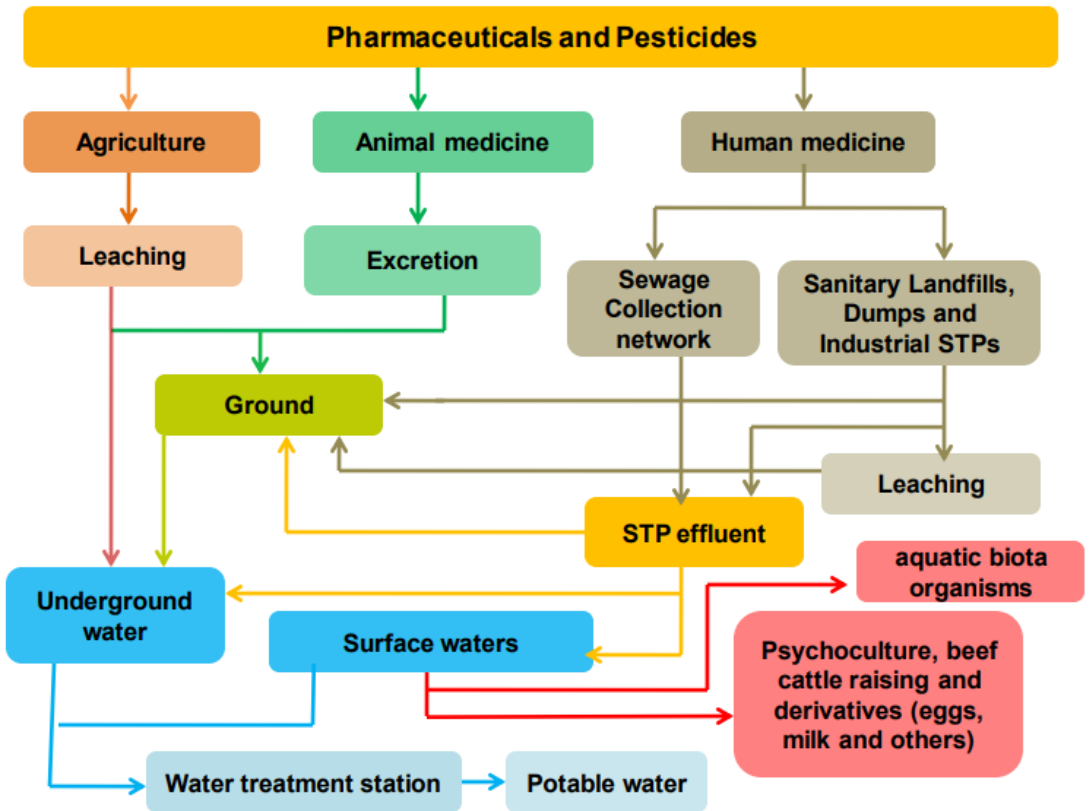
Figure 2: Possible routes of entry and distribution of pharmaceuticals and pesticides in the environment that affect animals destined for slaughter

Source: The authors (2021).

QuEChERS Method

The growing demand for food of plant and animal origin due to population growth in a disorderly way, requires the production of food on increasingly larger scales in an increasingly shorter time span. Therefore, quality control in relation to the presence of multi-residues from pharmaceuticals and pesticides generated the need for the search for sample preparation methods that were faster, lower costs, reduced solvent use, greater versatility and diversity to analyze a greater number and variety of samples (HAN et al., 2021; LI et al., 2021; MNYANDU; MAHLAMBI, 2021; PANIAGUA, 2021a; PANIAGUA; SANTOS, 2021a).

Over the past 25 years, the scientific community has dedicated itself to the search for a method of sample preparation that contemplates the characteristics described above, as consumers started to demand foods with less diversity and quantity of residues in order to guarantee greater food safety and a greater balance for the environment. Therefore, methods capable of determining residues in low concentrations in samples of high

complexity were emerging, being necessary to promote a sample preparation that aims: the removal of interferents, the promotion of extraction and enrichment of the analytes of interest (PANIAGUA, 2021a; PANIAGUA; SANTOS, 2021a; PRESTES; ADAIME; ZANELLA, 2011).

Faced with this challenge, Anastasiades et al. (2003) presented na extraction method, based on adjusting the ionic strengt of the sample solution, inthe middle of a mobilie-phase chromatographic, by additing suitable salts, and thus causing thus causing the salting-out effect capable of extracting, in principle, a variety of pesticide residues. This method was called QuEChERS, na acronym for: Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe, which can be presented in simplified form in the flowchart of Figure 3.
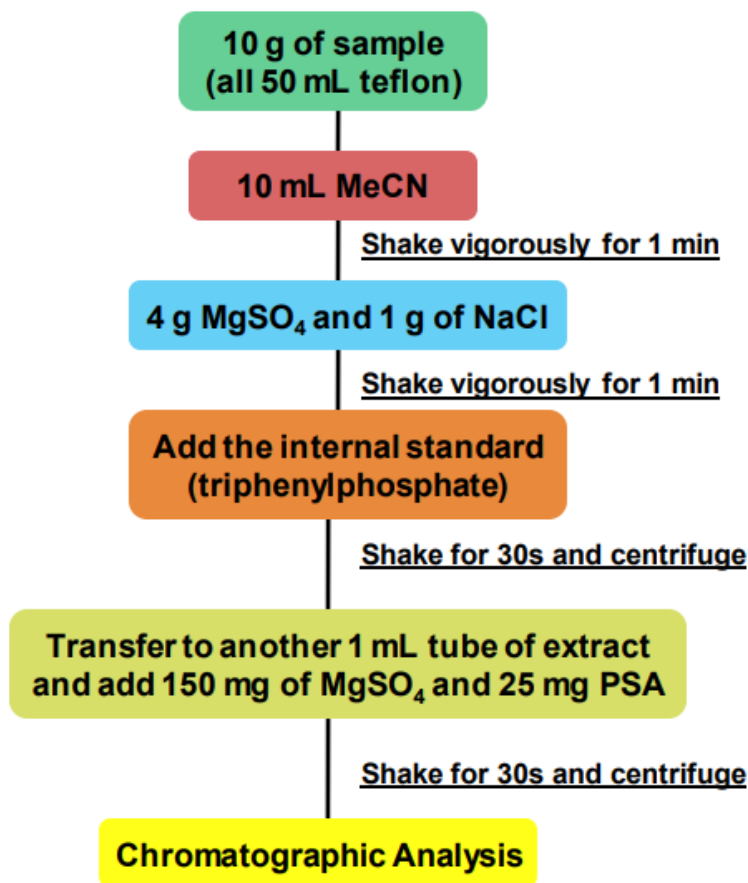
Figure 3: Representative flowchart of the original QuEChERS method

Source: Adapted from Anastassiades et al (2003).

The QuEChERS method has a sample:solvent ratio of 1 g/mL when compared to traditional methods that demand a ratio of 2 to 5 g/mL using nonpolar solvents. Since then,

this method has been increasingly applied to samples of different nature and complexity, such as: pharmaceuticals and pesticides in water, honey and bees, plant foods (PANIAGUA, 2021a; PANIAGUA; SANTOS, 2021a) and those of animal origin that will be presented and discussed in this work.

2 | LITERATURE REVIEW

The present work was limited to presenting and discussing some results obtaining using QuEChERS method, regarding the presence of pesticide and pharmaceuticals residues found in samples of food of animal origin (fish, cattle, pigs and chickens) between the years 2017 to 2021. The works carried out to be represented only a small portion in relation to the quantity and diversity of the world. It is not the objetctive of this work to exhaust the presentation and discussion of the topic under discussion. Furthermore, the works seek to present the importance of the QuEChERS method in the determination of multi-residues in the different samples that were the objetc of investigation in this work. Therefore, Tables 1 and 2 present some works and their main results, as presented and highlighted below.

Result	County	Reference
From a QuEChERS method developed to determine 340 types of pesticides in samples from fish muscle and liver with a detection limit (from 0.05 to 1.2 μg/kg). In 54 fish samples, ten types of pesticides were detected at concentrations ranging from 5 to 47 μg/kg, being superior to the proposed method.	Poland	[KAZYNSKI et al., 2017]
A QuEChERS method was applied to determine 13 organochlorine pesticides in fish muscle samples. Being quantified a concentration in a range of 1 to 100 μg/kg, being below the limit of quantification (LOQ) of the proposed method (1.94 to 4.93 μg/kg).	China	[WANG et al., 2017]
From the development and validation of a QuEChERS method to quantify 80 types of pharmaceuticals for veterinary use in psyculture for the species *Oplegnathus punctatus*. The results showed a concentration below the LOQ (0.25-25 μg/kg) of the validated method.	China	[ZHÃO et al., 2017]
The pharmaceutical sulfamethazine (SMZ) was administered to tilapia (Oreochromis niloticus) for 11 days at a concentration of 422 mg/kg using a QuEChERS method. After 10 days, the Maximum Allowed Value - MAV - (100 mg/kg) was reached in accordance with European Union legislation. In 10 days there was an accumulation of SMZ in the Tilapia muscle in the order of 1.6 mg/kg, which allowed us to infer that SMZ is rapidly excreted by the fish's body.	Brazil	[NUNES et al., 2018]
A QuEChERS method was applied in the determination of four tetracyclines in fish samples (salmon and panga) that presented concentrations below the LOQ (4.4g/kg) of the proposed method.	Spain	[GRANDE-MARTINEZ et al., 2018]

A QuEChERS method was applied to determine pesticides in fish samples. The results showed a concentration of 0.01 to 26.05 μg/kg (fish muscle); 0.01 to 40.56 μg/kg (in the gills) and 0.01 to 65.14 μg/kg (liver), which are above the established by the World Health Organization (WHO).	Índia	[ARISEKAR et al., 2019]
A QuEhERS method was developed to determine five types of ivermectin and a milbemycin with a quantification limit, on average, from 0.07 to 1.3 μg/kg, according to European legislation. The methodology was applied to fish samples, with values below the method limit being quantified.	Greece	[MOSCHOU;DASENAKI; THOMAIDIS, 2019]
A QuEChERS method was developed for 52 types of pesticides in fish samples with a limit of quantification of 10 ng/g. When applying the method, eight pesticides whose concentration was below the limit of the proposed method were quantified.	Spain	[BARBIERI et al., 2019]
From a proposed QuEChERS method to determine organophosphate esters (OPEs) in fish samples. The method has a limit of quantification from 0.05 to 2.0 ng/g which after being applied to fish samples obtained 5.31 ng/g, above that established by the method.	Spain	[CASTRO; POCURULL; BORRULL, 2020]
A QuEChERS method validated for 219 target compounds, detecting six pesticides and one PAH in 22 fish samples that presented values below those established by USEPA.	United States	[HANA; SAPOZHNIKOVA, 2020]
A QuEChERS method was developed for detection and quantification of 66 pesticides. When applied to 78 fish samples, it was tested positive for 10 samples, whose concentrations were below the Quantification Limit of the method (10 µg/kg).	Republic of Korea	[SHIN; KIM; KANG, 2021]

Table 1: Some works involving the QuEChERS method to monitoring residues of pesticides and pharmaceuticals present in fish samples in the period between 2017 and 2021

Source: The authors (2021).

Tabele 1 was limited to presenting works carried out with fish samples due to the high amount and diversity of pesticidde and pharmaceuticals residues present in these samples, obtained from the commerce of different cities in numerous countries. The results reveal the contamination of different aquatic biota, since fish is one of the countless living organisms that inhabit these ecosystems and that may be an indication that multi-residues have already contaminated countless fauna and flora organisms from different organisms. aquatic compartments. Therefore, water resources are the main entry point for multi-waste that contaminate the environment and that, due to different trophic levels, can accumulate in increasingly higher concentrations along the food chain and in increasingly complex organisms as shown in Table 2.

Result	Country	Reference
A QuEChERS method was applied for the determination of multiresidues of β-antagonist substances in muscles and viscera of animals, with a limit of quantification (LOQ) of 1.0 μg/kg. The analyzed samples presented values that were below the LOQ of theproposed method	Taiwan	[LIN et al., 2017]
Using a QuEChERS method, the presence of drugs (avermectins, benzimidazoles and nitroimidazoles) was evaluated in tissue samples from bovine muscle, with a limit of quantification from 0.011 to 113.674 μg/kg. In all samples evaluated, the concentration of pharmaceuticals was below the LOQ of the proposed method.	Brazil	[SILVA et al., 2017]
A QuEChERS method was applied in the determination of fenobucarb residues in food samples of animal origin (swine muscle, fish, eggs and milk) with a limit of quantification of 2.0 μg/kg. In samples acquired in different places in the country, the target compound of interest was not detected.	Republic of Korea	[ZHENG et al., 2017]
From the application of a QuEChERS method, ractopamine was determined in samples from different parts of the pig (muscle, kidney, liver and fat) with quantification limits from 3.65 to 4.86 µg/kg (kidney samples) and from 6.27 to 7.21 µg/kg (liver samples), which are values far belowthe established by Codex Alimentarius, which is 90 (kidney) and 40 µg/kg (liver). Numerous samples were collected from different places with a concentration of 22.5 (liver) detected; 92 (kidney) and 1003 µg/kg (lung) of the pig. The results indicate that for kidney and lung samples from pigs, they are above both the proposed method and the one established by Codex.	Brazil	[FEDDERN et al., 2018]
A QuEChERS method was developed for the determination of 200 pesticides and 65 environmental contaminants in bovine, porcine and poultry muscle samples with a limit of quantification of 5.0 ng/g for 219 target compounds. When applying to samples, none were found with compounds within the quantification limit of the method.	United States	[SAPOZHNIKOVA, 2018]
A QuEChERS method was developed and applied for the determination of the pesticide chlordecone and its metabolite chlordecol in animal liver samples. In twelve samples of bovine and porcine liver, concentrations above the detection limit for chlordecone (1.36 μg/kg) and below for the metabolite chlordecol (2.50 μg/kg) were found.	France	[SAINT-HILAIRE et al., 2018]
A QuEChERS method, with a detection limit of 10 μg/kg, was developed for the determination of endrin and its metabolite (δ-keto endrin) in five types of animal samples (chicken, swine, bovine, egg and milk), being that the maximum value allowed by CODEX Alimentarius is 10 times the method limit. In 20 samples collected in different places in the country, the target compounds were not detected.	Republic of Korea	[RAHMAN et al., 2018]
A QuEChERS method was developed to determine 126 pesticides in chicken muscle, with a limit of quantification of 10 μg/kg. The evaluated samples showed concentrations below the method limit, with the exception of the pesticides oxadiazone, clomazone and lactofen.	China	[WENG et al., 2020]

Table 2: Some works involving the QuEChERS method to monitoring residues of pesticides and drugs present in samples of pork, beef and poultry (chicken) from 2017 to 2020.

Source: The authors (2021).

The results presented in Table 2 demonstrate that the residues of drugs and pesticides are present in the extensive activities of raising and slaughtering poultry, cattle and swine for commercial purposes, the multi-residues that were detected are mostly from the following sources: *i*) pharmaceuticals used for the best development of the animal for slaughter; *ii*) pesticides used both to control pests that infect the herd and can cause the animal to become ill, and from the ingestion of animal feed and/or foods of plant origin, such as in cattle breeding.

Given these results, it is necessary to adopt practices and establish international legislation in order to reduce the indiscriminate use of pharmaceuticals and pesticides in the production of food of animal origin. In addition, the excretions of these animals when in contact with the soil and through leaching are capable of reaching different aquatic compartments [ground and surface water (stream, river, pond, dam, headwaters, among others)] that will reach the water and/or sewage treatment plants and will not be removed by conventional treatment processes, as they were not designed for a specific purpose (PANIAGUA, 2021a,b; PANIAGUA; SANTOS, 2021b). The treated water will be destined for public supply, in which man will be contaminated by multi-waste from another source.

3 I CONCLUSION

The presence of drug and pesticide residues in samples of animal origin needs to be urgently addressed by international organizations, in order to curb the indiscriminate use and management in all countries and with the possibility of suffering sanctions in relation to consumption and export of these foods.In addition, the health of the environment and greater food safety need to be addressed in the form of international agreements as a matter of urgency, since such indiscriminate and even illegal use of drugs and pesticides are directly impacting the health of people who they live in countries where the resource destined for this area is little or scarce, such as Brazil.

The QuEchERS method has been helping and providing an even greater advance in the preparation of increasingly complex samples. This method has contributed to the reduction of time, energy consumption, reagents and waste generation. The versatility of this method has enabled the development of specific QuEchERS for a certain class of residues and samples, enabling an expansion in the detection and quantification of residues, contributing to the solidification of the twelve principles of Green Chemistry.

REFERENCES

ANASTASSIADES, M. et al. Fast and easy multiresidue method employing acetonitrile extraction/partitioning and “dispersive solid-phase extraction” for the determination of pesticide residues in produce. **Journal of AOAC INTERNATIONAL**, v. 86, n. 2, p. 412- 431, 2003. https://doi.org/10.1093/jaoac/86.2.412

ARISEKAR, U. et al. Accumulation of organochlorine and pyrethroid pesticide residues in fish, water, and sediments in the Thamirabarani river system of southern peninsular India. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 11, p. 100194, 2019. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2018.11.003

BARBIERI, M. V. et al. Analysis of 52 pesticides in fresh fish muscle by QuEChERS extraction followed by LC-MC/MS determination. **Science of the Total Environment**, v. 653, p. 958- 967, 2019. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.289

CASTRO, O.; POCURULL, E.; BORRULL, F. Determination of organophosphate ester flame retardants and plasticisers in fish samples by QuEChERS followed by gas chromatography-tandem mass spectrometry. Exposure and risk assessment through fish consumption. **Journal of Chromatography A**, v.1626, p. 461356, 2020. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2020.461356

FEDDERN, V. et al. Ractopamine analysis in pig kidney, liver and lungs: A validation of the method scope estension using QuEChERS as a sample preparation step. **Journal of Chromatography B**, v. 1091, p. 79-86, 2018. https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2018.05.033

GRANDE-MARTÍNEZ, A. et al. Optimization of a modified QuEChERS method for determination of tetracyclines in fish muscle by UHPLC-MS/MS. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 155, p. 27-32, 2018. https://doi.org/10.1016/j.jpba.2018.03.029

HAN, C. et al. Determination of Xinjunan pesticide residue in foodstuffs of plant origin by a modified QuEChERS method and ultra performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **LWT – Food Science and Technology**, v. 151, p. 112101, 2021. https://doi.org/10.1016/j.lwt.2021.112101

HAN, L.; SAPOZHNIKOVA, Y. Semi-automated high –throughput method for residual analysis of 302 pesticides and environmental contaminants in catfish by fast low-presure GC-MS/MS and UHPLC-MS/MS. **Food Chemistry**, v. 319, p. 126592, 2020. https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2020.126592

KACZNSKI, P. et al. Multiclass pesticide residue analysis in fish muscle and liver on one-step extraction-cleanup strategy coupled with liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 138, p. 179-189, 2017. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.12.040

LI, Y. N. et al. Determination of maytansinoids in Trewia nudiflora using QuEChERS. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 198, p. 113993, 2021.https://doi.org/10.1016/j.jpba.2021.113993

LIN, Y-P. et al. Determination of multiresidue analysis of β-agonists in muscle and víscera using liquid chromatograph/tandem mass spectrometry with Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, and Safe methodologies. **Journal of Food and Drug Analysis**, v. 25, p. 275-284, 2017. http://dx.doi.org/10.1016/j.jfda.2016.06.010

MNYANDU, H. M.; MAHLAMBI, P. N. Optimization and application of QuEChERS and SPE methods followed by LC-PDA for the determination of triazines residues in fruits and vegetables from Pietermaritzburg local supermarkers. **Food Chemistry**, v. 360, p. 129818, 2021.https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2021.129818

MOSCHOU, I. C.; DASENAKI, M. E. THOMAIDIS, N. S. Ionization study and simultaneous determination of avermectins and milbemycines in fish tissue by LC-ESI-MS/MS. **Journal of Chromatography B**, v. 1104, p. 134-110, 2019. https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2018.11.017

NUNES, K. S. D.; et al. Depletion study, withdrawal period calculation and bioacumulation of sulfamethazine in tilapia (*Oreochromis niloticus*) treated with medicated feed. **Chemosphere**, v. 197, p. 89-95, 2018. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.030

PANIAGUA, C. E. S. Contribuição do método QuEChERS e das técnicas cromatográficas para consolidar os princípios da Química Verde em análises químicas. In:_____.(org.). **Trabalho nas Áreas de Fronteira da Química.** Ponta Grossa: Atena Editora, v. 1, n. 2, p. 140-152, 2021a.https://doi.org/10.22533/at.ed.229211202

PANIAGUA, C. E. S. Detecção e quantificação de resíduos de fármacos e pesticidas em águas superficiais no Brasil: Toxicologia aos organismos expostos. In: SANT'ANA, D.(org.). Água e o Ambiente Construído. Ponta Grossa: Atena Editora, v.1, n.1, p.79-89, 2021b. https://doi.org/10.22533/at.ed.7102127018

PANIAGUA, C. E. S.; SANTOS, V. O. Review on the application of the QuEChERS method in the simultaneous determination of multi-residues (pesticides and drugs) present in foods of animal origin. **Brazilian Journal of Development**, v.7, n.10, p. 98971-98987, 2021a. https://doi.org/10.34117/bjdv7n10-289

PANIAGUA, C. E. S.; SANTOS, V. O. Potential of using swine manure as biofertilizer, biogas and electricity: from reduced production costs to more ecologically sustainable management. **Brazilian Journal of Development**, v.7, n.9, p. 90227-90243, 2021b. https://doi.org/10.34117/bjdv7n9-266

PRESTES, O. D. et al. QuEChERS – Um método moderno de preparo de amostra para determinação multirresíduo de pesticidas em alimentos por métodos cromatográficos acoplados à espectrometria de massas. **Química Nova**, v. 32, n. 6, p. 1620-1634, 2009. https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000600046

RAHMAN, Md. M. et al. Determination of endrin and δ- Keto endrin Five food products of animal origin using GC-*μ*ECD: A modified QuEChERS approach to traditional detection. **Food Chemistry**, v. 263, p. 59,66, 2018.https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.04.099

SAINT-HILAIRE, M. et al. Development and validation of na HPLC-MS/MS method with QuEChERS extraction using isotopic dilution to simultaneously analyze chlordecone and chlordecol in animal livers. **Food Chemistry**, v. 252, p. 147-153, 2018. https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.01.092

SAPOZHNIKOVA, Y. High-throughput analytical method for 265 pesticides and environmental contaminants in meats and poultry by fast low pressure gas chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v.1572, p. 203 - 211, 2018. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2018.08.025

SHIN, D.; KIM, J.; KANG, H.-S. Simultaneous determination of multi-pesticide in fish and shrimp using dispersive-solid phase extraction with liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Food Control**, v. 120, p.107552, 2021. https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2020.107552

SILVA, G. R. et al. Multiresidue method for identification and quantification of avermectins, benzimidazoles and nitroimidazoles residues in bovine muscle tissue by ultra-high performance liquid chromatography tandem mass spectrometry (UHPLC-MS/MS) using a QuEChERS aprroach. **Talanta**, v. 171, p. 307-320, 2017. http://dx.doi.org/10.1016/j.talanta.2017.05.012

WANG, X. C. et al. QuEChERS followed by dispersive liquid-liquid microextraction based on solidification of floating organic droplet method for organochlorine pesticides analysis in fish. **Talanta**, v. 162, p. 90-97, 2017. http://dx.doi.org/10.1016/j.talanta.2016.09.069

WENG, R. et al. Multi-residue analysis of 126 pesticides in chicken muscle by ultra-high- performace liquid chromatography coupled to quadrupole time-of-flight mass spectrometry. **Food Chemistry**, v. 309, p.125503, 2020.https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.125503

ZHAO, F. et al. Development of a simple multi-residue determination method of 80 veterinary drugs in *Oplegnathus punctatus* by liquid chromatography coupled to quadrupole Orbitrap mass spectrometry. **Journal of Chromatography B**, v. 1065-1066, p. 20 -28, 2017. http://dx.doi.org/10.1016/j.jchromb.2017.09.013

ZHENG, W. et al. Determination of fenobucarb residues in animal and aquatic food products using liquid chromatography-tandem mass spectrometry coupled with a QuEChERS extraction method. **Journal of Chromatography B,** v.1058, p. 1-7, 2017.https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2017.05.008

SOBRE O ORGANIZADOR

CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA - Technician in Chemistry from the Professional College of Uberlândia (2008), Bachelor of Chemistry from the Federal University of Uberlândia (2010), Degree in Chemistry from the University of Uberaba (2011) and in Biological Sciences from the Faculdade Única (2021). Specialist in Teaching Methodology of Chemistry and Teaching in Higher Education at Faculdade JK Serrana in Brasília (2012), specialist in Teaching Science and Mathematics at Instituto Federal do Triângulo Mineiro (2021). Master in Chemistry from the Federal University of Uberlândia (2015), with emphasis on development of bioadsorbent to remove As (V), Sb (III) and Se (IV) ions in different aquatic matrices. PhD in Chemistry from the Federal University of Uberlândia (2018), with emphasis on Advanced Oxidative Processes [heterogeneous photocatalysis (TiO_2/UV-A and TiO_2/Solar) and H_2O_2/UV-C for removal of contaminants of emerging cocern (CEC) in different aquatic matrices. She carried out her first Post-Doctoral internship (from May 2019 to June 2021) at the Federal University of Uberlândia with an emphasis on the application of new oxidizing agents using solar radiation to remove CEC in effluents from a sewage treatment plant. He is currently carrying out his second Postdoctoral Internship (July 2021 - current) at UFU in the same line of research. Degree in Physics at Faculdade Única (September 2021 to November 2022), studying *lato sensu* postgraduate studies in Advanced Instrumental Analysis at Unileyva College. He has 11 years of experience as a chemistry technician at the Federal Institute of Goiás, having acted as responsible for the analysis of physical-chemical and biological parameters of water and effluents from a sewage treatment plant. It operates in the following lines of research: (*i*) Development of new methodologies for the treatment and recovery of chemical waste generated in the laboratories of teaching and research institutions; (*ii*) CEC monitoring studies; (*iii*) Development of new advanced technologies for CEC removal in different aquatic matrices; (*iv*) Application of advanced oxidative processes (H_2O_2/UV-C, TiO_2/UV-A and photo-Fenton and others) to remove CEC in effluents from a sewage treatment plant for reuse purposes; (*v*) Study and development of new bioadsorbents for environmental remediation of CEC in different aquatic matrices; (*vi*) Environmental Education and; (*vii*) literacy and scientific processes in the area of Science of Nature, especially biology and chemistry.

ÍNDICE REMISSIVO

I

L

M

N

O

P

Q

R

S

U

W

www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br
@atenaeditora
www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Collection:

APPLIED ENVIRONMENTAL AND SANITARY ENGINEERING

Ano 2022

www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br
@atenaeditora
www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Collection:

APPLIED ENVIRONMENTAL AND SANITARY ENGINEERING

Ano 2022